

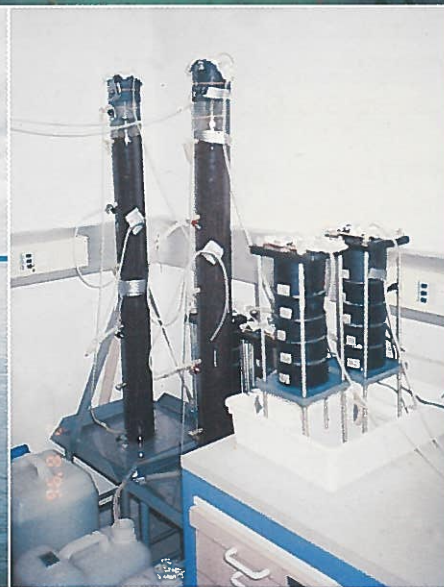


YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Jaana Vaitomaa

Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä

Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla



Jaana Vaitomaa

Sinilevien ja niiden tuottamien
maksatoksiinien
käyttäytyminen imeytyksessä

Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla

HELSINKI 1998

ISBN 952-11-0227-6

ISSN 1238-7312

Kannen kuvat: Kirsti Lahti ja Anna-Liisa Kivimäki

Painopaikka Oy Edita Ab

Helsinki 1998

Sisällys

Alkusanat.....	5
I Johdanto	6
1.1 Tekopohjaveden muodostaminen	7
1.1.1 Suorat menetelmät.....	8
1.1.2 Epäsuorat menetelmät	8
1.2 Imeytykseen käytettävä raakavesi ja sen esikäsittely	9
1.3 Sinileväkukinnat.....	10
1.3.1 Sinilevien tuottamat toksiinit	11
1.3.2 Toksiinien vaikutus ja myrkyllisyys	12
1.3.3 Toksiinit raakavesilähteissä	13
1.4 Imeytettävän veden puhdistuminen maaperässä	13
1.5 Tekopohjaveden laatu	14
1.6 Tutkimuksen tarkoitus.....	15
2 Aineisto ja menetelmät.....	16
2.1 Koejärjestely	16
2.1.1 Sinilevät, niiden kasvatusta ja raakavesien valmistus	16
2.1.2 Sedimentti- ja harjupatsaat	18
2.1.3 Kokeiden käynnistys	21
2.2 Raaka- ja suodosvesistä tehdyt määritykset	22
2.2.1 Mikrokystiini	22
2.2.2 Biomassa	24
2.2.3 <i>a</i> klorofylli	24
2.2.4 Kuivamassa	25
2.2.5 Orgaaninen kokonaishiili	25
2.3 Sedimentistä ja harjusta tehdyt määritykset	25
2.3.1 Mikrokystiini	25
2.3.2 <i>a</i> klorofylli	25
2.3.3 Adenosiinitrifosfaatti	25
2.3.4 Entsyymiaktiivisuus	26
2.3.5 Vesipitoisuus ja hehkutushäviö	26
2.3.6 Raekokojakautuma ja maalaji	26
2.3.7 Vedenläpäisevyys	27
2.3.8 Kiintotiheys	27
2.3.9 pH.....	28
2.3.10 Merkkiainekoe	28
2.3.11 Harjupatsaiden kyllästysaste	28
2.4 Tilastollinen käsittely	29
3 Tulokset	30
3.1 Raaka- ja suodosvesien laatu	30
3.2 Raakaveden vaikutus sedimentti- ja harjupatsaissa	37
3.3 Tulosten tilastollinen käsittely	47
4 Tulosten tarkastelu	49
4.1 Sinilevien poistuminen imeytyksessä	49
4.2 Mikrokystiinin reduktio	50
4.3 Mikrokystiinin biologinen hajoaminen ja pidättymisen merkitys	51

5 Johtopäätökset	54
Kirjallisuus	55
Liite 1. Suorilla menetelmillä vuonna 1992 tekopohjavettä valmistaneiden kunnallisten vesilaitosten imeytystietoja (Kivimäki 1992).	60

Alkusanat

Tämä työ on osa laajempaa Suomen ympäristökeskuksen koordinoimaa tekopohjavesi- ja rantameytystutkimusta, joka kuuluu EU -tutkimushankkeeseen "Artificial recharge of groundwater". Tällä tutkimuksella pyrittiin selvittämään sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä ja arvioimaan biohajoamisen ja pidättymisen merkitys toksiinien reduktiossa. Tämän kokeen tuloksia ja menetelmiä käytetään hyväksi tekopohjavesi- ja rantameytystutkimuksen kenttäkokeissa ja tuloksilla on myös käytännön merkitystä tekopohjavesilaitoksille. Tätä tutkimusta suunnittelivat MMT mikrobiologi Kirsti Lahti (SYKE), Mmyo Jaana Vaitomaa (HY), FK hydrogeologi Anna-Liisa Kivimäki (SYKE) ja dosentti Kaarina Sivonen (HY).

Haluan kiittää erittäin lämpimästi ohjaajiani Kirsti Lahtea sekä Anna-Liisa Kivimäkeä. Olen todella kiitollinen, että olen saanut olla mukana tässä tutkimuksessa ja tutustua tutkijan mielenkiintoiseen työhön. Olen oppinut valtavasti sinilevistä, tekopohjavesistä ja kansallisesta sekä kansainvälisestäkin tutkimuksesta. Kiitoksia teille molemmille siitä, että kaiken kiireen keskelläkin olette neuvoneet ja vastanneet kysymyksiini, kommentoineet tätä työtä ja kannustaneet eteenpäin.

Oikein suuret kiitokset Suomen ympäristökeskuksen mikrobiologian, biotekniikan ja geotekniikan ryhmille sekä pohjavesiryhmälle. Erityisesti kiitän Minna Madseniä. Suuret kiitokset myös Mmyo Miitta Rantakarille, jonka apu oli korvaamaton. Teidän kaikkien asiantuntemus, erilaisten menetelmien taitava hallinta ja etenkin kärsivällinen opetus ovat edesauttaneet suuresti tätä tutkimusta. Suuret kiitokset kaikille mukavasta työilmapiiristä.

Paljon kiitoksia Helsingin yliopiston syanobakteeritutkimusryhmälle sinileväkantojen käytöstä ja massakasvatuksista. Suuret kiitokset erityisesti Kaarina Sivoselle, Jarkko Rapalalle ja viherpeukalo Matti Wahlstenille.

Haluan kiittää Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitoksen professoria Pertti Elorantaa ja Maa- ja ympäristökemian professoria Helinä Hartikaista hyvin arvokkaista neuvoista, kokeissa käytettyjen pylväiden lainasta ja kiinnostuksesta. Kiitos myös Heikki Peltoselle tilasto-ohjelmiin perehdyttämisestä.

Paljon kiitoksia aviomiehelleni Janne Vaitomaalle kannustuksesta, kärsivällisyydestä ja niin monista tietokonetta sekä kuvankäsittelyä koskevista vinkeistä. Kiitoksia Kimmo Puoskarille sedimenttipatsaiden näytteenotto-ongelman ratkaisusta ja muillekin ystäville kiinnostavista keskusteluista ja kannustuksesta.

Helsingissä 19.9.1997

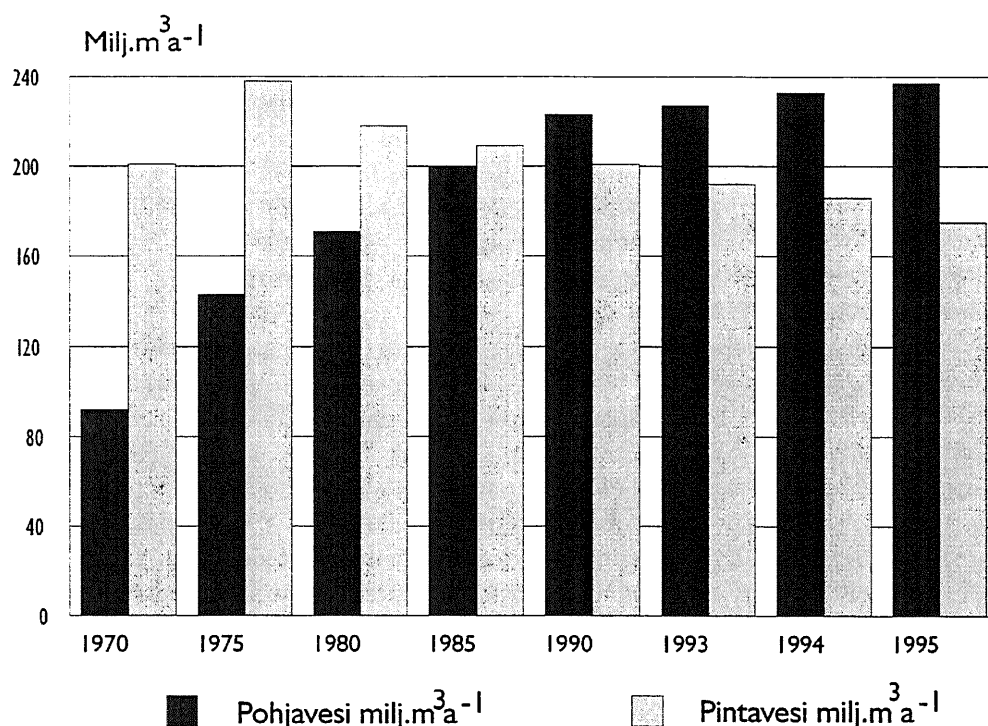
Jaana Vaitomaa

Johdanto

Tekopohjaveden muodostamisessa tavoitteina ovat pohjaveden määrän lisääminen ja pintaveden puhdistaminen. Pohja- ja tekopohjavedet täyttävät paremmin talousvedelle asetetut laatuvaatimukset kuin pintavedet. Tämän vuoksi pohja- ja tekopohjavesien käyttö talousvetenä vaatii vähemmän kallista kemiallista puhdistusta kuin pintavesien käyttö. Pohjavesialueita voidaan myös suojella tehokkaammin kuin pintavesialueita. Joidenkin tekopohjavesilaitosten raakavesilähteissä on kuitenkin havaittu sinileväkukintoja ja niiden tuottamat toksiinit voivat aiheuttaa terveydellisen riskin. Kuormitettaessa maaperää suurilla imeytettävillä vesimäärillä liukoisten toksiinien kulkeutuminen pohjaveteen on mahdollista, koska tällöin muutakin orgaanista ainetta kulkeutuu maakerrosten läpi (Lahti ym. 1993). Maksatoksiinit ovat lisäksi hitaasti hajoavia (Kiviranta ym. 1991), eivätkä poistu riittävän tehokkaasti tavanomaisilla pintavedenkäsittelymenetelmillä, kuten klooridesinfioinnilla, koaguloinnilla ja pikahiekkasuodatuksella (Keijola ym. 1988, Himberg ym. 1989). Suomessa tekopohjaveden muodostukseen käytettävää raakavettä ei yleensä esikäsitellä (Kivimäki 1992, liite 1) ja tavoitteena on niin puhtaan veden tuottaminen, että ainoana jälkikäsittelymenetelmänä tarvittaisiin vain alkalointia (Hatva 1996).

Kunnallisten vesilaitosten jakamasta vedestä on 56 % pohjavettä, jossa 9 % on tekopohjavettä ja 9 % rantaimeytymällä muodostunutta vettä (Kivimäki 1995). Tulevaisuudessa pintavesien käytöstä vesilaitosten raakavetenä luovutaan yhä useammalla paikkakunnalla ja pyritään löytämään vedenhankintaan soveltuvia pohjavesiesiintymiä. Pohjavesivarojen käyttö vedenhankinnassa onkin lisääntynyt tasaisesti 30 viime vuoden ajan (Suomen ympäristökeskus, kuva 1). Kaikilla alueilla riittävän laajoja pohjavesivarastoja ei kuitenkaan löydy ja tällöin vedenhankinta voidaan yrittää ratkaista tekopohjaveden muodostamisella. Imeytykseen soveltuvat parhaiten sora- ja hiekkamuodostumat, joiden aines on hyvin lajittunutta. Tarkemmissa tutkimuksissa vain harvat muodostumat osoittautuvat käyttökelpoisiksi tekopohjaveden valmistukseen (Kivimäki 1992). Valmistus on mahdollista, jos saatavilla on riittävästi laadukasta imeytykseen käytettävää pintavettä sekä tarpeeksi laaja imeyttämisaalue, jonka vedenläpäisevyys on hyvä, ja jonka pohjavedenpinnan tasoa voidaan säädellä ilman vahingollisia ympäristövaikutuksia (Hatva 1996).

Tällä hetkellä toiminnassa on 20 suorilla menetelmillä tekopohjavettä valmistavaa laitosta, joissa tuotetaan vettä $100 - 21\,000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Kivimäki 1992). Tekopohjaveden osuus vaihtelee näissä laitoksissa alle 10 %:stä 90 %:iin. Vuoteen 2010 mennessä pohja- ja tekopohjaveden osuuden arvioidaan kasvavan 70 - 75 %:iin, jossa suorilla menetelmillä tuotettua tekopohjavettä vesilaitosten jakamasta vesimäärästä on 15 - 20 % (Hatva 1996). Suunnitteilla on kuusi suurta tekopohjavesilaitosta, joista viisi otetaan käyttöön lähivuosina. Rantaimeytyminen lisää 217 pohjavedenottamolla tuotettavan veden määrää. Nämä laitokset tuottavat vettä $200 - 14\,000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Kuitenkin vain 28 ottamolla yli 30 % pumpattavasta vedestä on rantaimeytymällä muodostunutta tekopohjavettä (Kivimäki 1995).



Kuva 1. Pohja- ja tekopohjavedestä sekä pintavedestä valmistetun talousveden osuudet kunnallisten vesilaitosten vuosittain jakamasta veden määrästä vuosina 1970 - 1995 (Suomen ympäristökeskus julkaisematon).

1.1 Tekopohjaveden muodostaminen

Tekopohjaveden muodostaminen voidaan jakaa suoriin ja epäsuoriin menetelmiin. Suorissa menetelmissä pintavettä johdetaan pohjavesialueelle ja imeytetään. Imeyttäminen voi olla jatkuvaa tai kausittaista. Epäsuorissa menetelmissä pohjaveden muodostumista lisätään sijoittamalla kaivot lähelle pintavesistöä, jolloin alentamalla keinotekoisesti pohjaveden pinnan korkeutta aiheutetaan pintaveden imeytyminen maaperään.

Tekopohjaveden valmistukseen soveltuvia muodostumia ovat harjut tai muut mannerjäätikön sulamisvesien kasaamat hiekka- ja sora muodostumat, kuten reuna muodostumat, koska niillä on yleensä riittävä vedenjohtavuus ja varastointikyky (Rönkä ym. 1977). Muodostuman soveltuvuus tekopohjaveden imeytykseen tutkitaan maaperäkairauksilla, geofysikaalisilla tutkimuksilla, imeytyskokeilla ja koepumppauksilla. Tulosten perusteella arvioidaan maaperän vedenläpäisevyys (taulukko 1), jonka tulisi olla imeytysalueilla Hatvan ym. (1978) mukaan vähintään $1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$.

Taulukko 1. Maalajien raekoot ja vedenläpäisevyysluvut (Mälikki 1979).

Maalaji	Raekoko (mm)	Vedenläpäisevyys (m s^{-1})
Hieno hiekka	0,06 - 0,2	$5 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-4}$
Keskikarkea hiekka	> 0,2 - 0,6	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-3}$
Karkea hiekka	> 0,6 - 2,0	$5 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-2}$
Hieno sora	> 2,0 - 6,0	$5 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-1}$
Keskikarkea sora	> 6,0 - 20	$5 \cdot 10^{-2} - 1$
Karkea sora	> 20 - 60	> 1

1.1.1 Suorat menetelmät

Suomessa käytössä olevia suoria tekopohjaveden muodostusmenetelmiä ovat allasimeytys, sadetus ja kuoppaimeytys (Kivimäki 1992, liite 1). Allasimeyttäminen ja sadetus ovat pintaimetyksen menetelmiä ja niitä käytetään silloin, kun pohjavesi esiintymän vedenpinta ulottuu lähelle maanpintaa. Syväimeytysmenetelmiin kuuluva kuoppaimeyttäminen soveltuu silloin, jos pohjavedenpinnan yläpuoliset maakerrokset ovat huonosti vettäläpäisevää maalajia (Huisman ja Olsthoorn 1983).

Suorissa imeyttämismenetelmissä on paljon sellaisia etuja, mitä ei ole rantaimeyttämisessä. Pintavesi voi sijaita suorissa menetelmissä kaukana imeytysalueena olevasta pohjavesialueesta, jolloin voidaan etsiä laadullisesti paras raakavesilähde ja tarpeen tullen myös vaihtaa sitä. Suorissa menetelmissä on mahdollista esikäsitellä raakavesi ennen imeyttämistä, jolloin siitä voidaan poistaa tukkeutumista aiheuttavaa suspendoitunutta ainesta sekä muita vedenlaatua heikentäviä tekijöitä. Lyhyiden pintavedenlaatua heikentävien ajanjaksojen esim. sinileväkukinnan aikana voidaan suorissa menetelmissä imeyttäminen keskeyttää, vaikka pohjavettä pumpattaisiin vedenottamolla. Tämä on mahdollista pohjavesiesiintymään syntyneen pohjavesivaraston vuoksi (Huisman ja Olsthoorn 1983).

Suomen yleisin tekopohjaveden valmistustapa on allasimeytys (Kivimäki 1992, liite 1). Altaat sijoitetaan mahdollisimman korkealle luonnollisen pohjavedenpinnan yläpuolelle, jolloin imeytetty vesi ehtii puhdistua, ennen kuin se sekoittuu pohjaveteen. Imeytysaltaat tulisi sijoittaa vähintään viiden metrin etäisyydelle pohjavedenpinnasta (Hatva ym. 1978). Suomessa imeytysaltaiden hydraulin pintakuorma eli suotautumisnopeus vaihtelee $0,03 - 0,12 \text{ m h}^{-1}$ (Kivimäki 1992, liite 1). Allasimeytyksen suurin ongelma on tukkeutuminen, jonka seurauksena suotautumisnopeus pienenee. Tukkeutumiseen vaikuttaa ratkaisevasti raakaveden laatu.

Sadetuksessa raakavesi johdetaan luonnontilaiselle harjulle rei'itetyn putken kautta, josta vesi joko valuu rinteeseen tai sadettuu kapeina suihkuina. Maaperän vedenläpäisevyyskyvyn tulee olla hyvä, jotta imeytettävä vesi ei valu pintavaluntana rinnettä alas. Pitkäaikaisen imeyttämisen on havaittu muuttavan alueen alkuperäistä kasvillisuutta. Näin on tapahtunut ainakin Eurassa, Lappeenrannassa, Porvoossa ja Nokialla (Kivimäki, henkilökohtainen tiedonanto). Tällä hetkellä tutkitaan sadetuksen vaikutusta harjualueiden ekologiaan. Sadetus on imeyttämismenetelmänä halpa eikä vaadi erityisiä huoltotoimenpiteitä.

Kuoppaimeytyksessä raakavesi johdetaan maahan kaivetuilla kuopilla lähemmäksi pohjavedenpintaa. Kuoppaimeytyksessä raakaveden laadulle asetetaan korkeat vaatimukset, sillä imeytyskuoppien puhdistaminen tukkeutumisen jälkeen on lähes mahdotonta (Koskinen 1974). Huismanin ja Olsthoornin (1983) mukaan kuoppaimeyttämisen tehokkuus on heikko ja kustannukset ovat suuria tuloksiin verrattuna.

1.1.2 Epäsuorat menetelmät

Pohjavesivarojen lisääminen rantaimetyksellä on mahdollista, jos pohjavesialue rajoittuu järveen tai jokeen, ja rantavyöhykkeen aines on vettä hyvin läpäisevää. Pohjavedenpintaa alentavat vedenottokaivot sijoitetaan yleensä 50 - 100 metrin etäisyydelle rannasta. Pohjavedenpinnan korkeuden laskiessa pintavettä imeytyy akviferiin ja rantaimeytynyt vesi sekoittuu pohjaveteen (Kivimäki 1995). Pintaveden puhdistuminen tapahtuu pääasiassa suodattavan mineraaliaineksen pin-

taosissa (Rönkä ym. 1977), minkä jälkeen viipymällä on melko vähäinen vaikutus vedenlaatuun (Frycklund ym. 1994). Rantaimetytyslaitoksilla ei useinkaan pystytä määrittämään tarkasti rantaimetytymisvyöhykettä, jolloin ei myöskään pystytä määrittelemään imeytyvän veden virtausreittiä eikä viipymää (Frycklund ym. 1994). Talvella rantojen jäätyminen siirtää imeytymisaluetta kauemmaksi rannasta, jossa pohja on yleensä tiiviimpää ja vedenläpäisevyys vähäisempää (Partanen 1994).

Rantaimetytyksen etuja ovat yksinkertaiset ja halvat imeytysjärjestelyt sekä pieni maapinta-alan tarve. Vakavimman riskin aiheuttaa mahdollinen äkillinen pintaveden likaantuminen. Tällöin imeytyminen olisi pystyttävä estämään, mutta useinkaan se ei ole mahdollista. Seurauksena saattaa olla akviferin pilaantumisen käyttökelvottomaksi, vaikka vesilaissa pohjaveden pilaamiskielto (1:22) on ehdoton (Vesilaki 19.5.1961/264). Toinen mahdollinen ongelma on rantavyöhykkeen tukkeutuminen (Huisman ja Olsthoorn 1983).

1.2 Imeytykseen käytettävä raakavesi ja sen esikäsittely

Vesistön ja sen valuma-alueen ominaisuudet tulee selvittää huolellisesti raakavesilähdettä valittaessa. Tarkkaa vedenottoapistetta valittaessa tulee huomioida etenkin vesistön terminen kerrostuneisuus ja sen vaikutukset raakaveden laatuun. Vesilaitosten raakaveden laatuluokituksessa (1984) pintavedet on luokiteltu viiteen raakavesiluokkaan ja jokaiselle luokalle on määritelty raakaveden käsittelytarve. Raakaveden käsittelymenetelmät on määritelty sellaisiksi, että kuhunkin luokkaan kuuluva raakavesi muuttuu käsittelyssä vähintään talousveden laatu-tavoitteet täyttäväksi vesijohtovedeksi. Vuonna 1994 tuli voimaan sosiaali- ja terveysministeriön päätös 74:94: "Talousveden laatuvaatimukset ja valvontatutkimukset", jossa suositukselliset talousveden käyttökelpoisuuteen vaikuttavien aineiden ja ominaisuuksien tavoitteet muuttuivat kemiallisiksi ja teknisesteettisiksi laatuvaatimuksiksi. Raakaveden käsittelytarpeita koskevia vuodelta 1984 peräisin olevia ohjeita ei ole kuitenkaan uudistettu. Raakavesiluokat erinomainen ja hyvä ovat kokonaisfosfori- ja *a* klorofyllipitoisuuksien perusteella oligo- ja mesotrofisia vesiä, kun taas luokat tyydyttävä, huono ja sopimaton ovat eutrofisia. Yleensä tekopohjavesilaitoksilla käytetään joko hyvää tai tyydyttävää raakavettä (Kivimäki 1993). Koska raakaveden puhdistuminen imeytyksessä riippuu vedenlaadun lisäksi alueen hydrogeologisista olosuhteista, vuodenaikasta sekä imeytetyn veden ja luonnollisen pohjaveden suhteesta, tulee raakaveden soveltuvuus tekopohjaveden valmistukseen harkita tapauskohtaisesti (Kivimäki 1992). Sosiaali- ja terveysministeriön (1994) päätöksessä 74:94 velvoitetaan tutkimaan raakavesi vähintään neljä kertaa vuodessa niiden parametrien suhteen, joiden pitoisuutta muutetaan vedenkäsittelyssä.

Raakavesi voidaan esikäsitellä, jos tekopohjavettä valmistetaan suorilla menetelmillä. Esikäsitteilyn tavoitteena on poistaa raakavedestä suspendoituneita hiukkasia sekä aineita, jotka voivat saostua maaperässä. Tavoitteena on myös raakaveden orgaanisen aineen pitoisuuden vähentäminen. Esikäsitteily on tarpeen tekopohjaveden valmistuksessa silloin, kun imeytettävässä raakavedessä seuraavat arvot ylittyvät: COD_{Mn} (O₂), yli 10 mg l⁻¹, väriluku yli 70 mg l⁻¹ Pt, ammoniumpitoisuus yli 0,1 mg l⁻¹, rautapitoisuus yli 0,5 mg l⁻¹, kokonaisfosforipitoisuus yli 25 µg l⁻¹, koliformisia bakteereja yli 50 kpl 100 ml⁻¹ ja fekaalisia koliformisia bakteereja yli 10 kpl 100 ml⁻¹ (Vesilaitosten raakaveden laatuluokitus 1984). Suomessa vain kahdella suorilla menetelmillä tekopohjavettä muodostavalla vesilai-

toksella on käytössä raakaveden esikäsittely (Kivimäki 1992, liite 1), vaikka viidelä laitoksella tulisi vähentää raakaveden orgaanisen aineen pitoisuutta ja neljällä laitoksella veden viipymä maaperässä on vain seitsemän vuorokautta (Hatva 1996).

1.3 Sinileväkukinnat

Sinileviä esiintyy makeissa vesissä, murtovesissä, merissä, terrestrisissä ympäristöissä ja biosymbiontteina. Suomessa voidaan olettaa esiintyvän 700 - 1 000 sinilevätaksonia, joista planktonlajien määrä on arviolta 200 - 300 (Eloranta 1994). Sinilevien tunnistamisessa käytetään morfologisia tuntomerkkejä, mutta taksonomian varmistamiseksi ja tutkimuksen tarpeisiin kehitetään geneettisiä menetelmiä. Vain harvat sinilevät aiheuttavat kukintoja, jotka ovat yleensä yhden tai muutamman lajin muodostamia massaesiintymiä (Sivonen ym. 1990, taulukko 2). Vuonna 1996 sinilevät ja levät aiheuttivat Suomessa noin 540 haittatapausta (Suomen ympäristökeskus 1997). Sinilevät muodostivat noin 80 % haitoista, joita oli eniten heinä- ja elokuussa. Levähaittoja koskevat tiedot perustuvat kansalaisten tekemiin ilmoituksiin. Kukintojen yleistymisen johtuu vesistöjen rehevöitymisestä (Paerl 1988), vaikka kukintoja on havaittu karuissakin vesissä. Antropogeeninen kuormitus edistää sinilevien dominanssia niiden omien fysiologisten mekanismien avulla, joita ovat mm. typensidonta, kyky varastoida ravinteita (P, N) soluihin, lima- ja suojakerrosten tuottaminen ja kelluvuuden säätely. Tämän vuoksi vesiensuojelutoimenpiteillä on tärkeä merkitys kukintojen ehkäisyssä. Myös ympäristön fysikaaliset ja kemialliset tekijät vaikuttavat sinilevien menestymiseen. Tällaisia ovat vesistön viipymä, vertikaalinen sekoittuminen, päällysveden turbulenssi, varjostus, lämpötila, pH, ravinteet, suolapitoisuus ja hivenaineet (Paerl 1996). Myös säätila voi vaikuttaa kukinnan syntyyn. Tyynellä säällä sinilevät voivat kerääntyä suuresta vesikerroksesta pintaveteen ja taas tuulen voimistuessa kukinta saattaa hävitä nopeasti. Raakavesilähteenä käytettävän vesistön vedenlaatu saattaa huonontua kukinnan takia mm. orgaanisen aineen pitoisuuden kasvun vuoksi, heterotrofisten mikrobien aikaansaaman hajotustoiminnan laskiessa veden happipitoisuutta, sinilevien tuottamien haju- ja makuhaitta-aineiden vuoksi ja sinilevien tuottamien toksiinien vuoksi. Suomessa vuosina 1985 -1986 suoritetussa tutkimuksessa lähes puolet sinileväkukinnoista todettiin myrkyllisiksi (Sivonen ym. 1990, taulukko 2). Kukinnan myrkyllisyyttä ei voida osoittaa mikroskooppisilla menetelmillä, vaan siihen tarvitaan joko biotestejä (hiiritesti tai *Artemia salina* -testi (suolaisessa vedessä elävä äyriäinen)) tai kemiallisia ja biokemiallisia analyysijä (esim. HPLC, ohutkerroskromatografia, ELISA tai proteiinifosfaasiaktiivisuuden inhibitio).

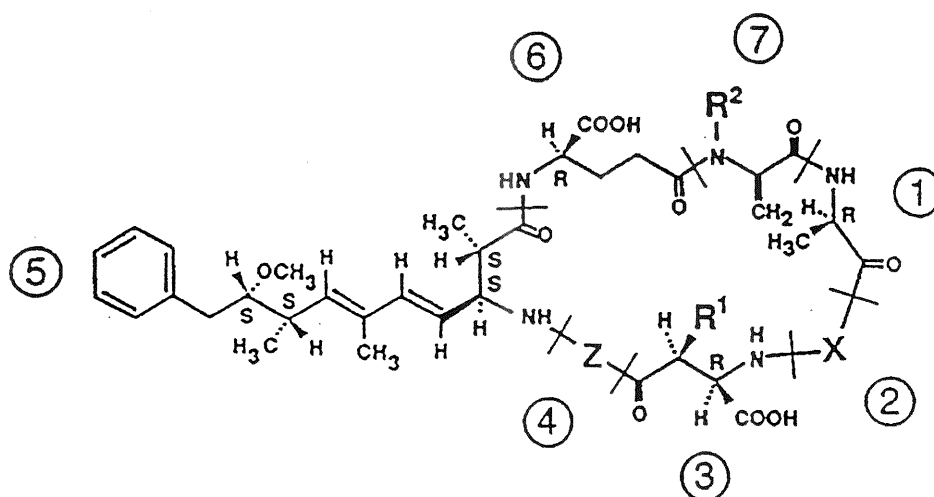
Taulukko 2. Suomessa vuosina 1985-1986 tehdyn tutkimuksen viisi yleisintä kukintoja muodostavaa sinileväskukua ja näytteiden myrkyllisyys (Sivonen ym. 1990).

Suku	Näytteiden lukumäärä / kaikki ko. havainnot		
	Hepatotoksinen	Neurotoksinen	Myrkytön
<i>Anabaena</i>	39 / 52	29 / 29	69 / 105
<i>Aphanizomenon</i>	26 / 52	9 / 29	52 / 105
<i>Microcystis</i>	36 / 52	14 / 29	31 / 105
<i>Gomphosphaeria</i>	14 / 52	11 / 29	17 / 105
<i>Oscillatoria</i>	13 / 52	6 / 29	16 / 105

1.3.1 Sinilevien tuottamat toksiinit

Sinilevät tuottavat useita sekundaarisia metaboliatuotteita, kuten sytotoksiineja ja biotoksiineja. Biotoksiinit on jaettu niiden vaikutuksen mukaan hepato- ja neurotoksiineihin (Carmichael 1992). Merissä esiintyvä sinilevä, *Lyngbya majuscula*, tuottaa myös ihottumaa aiheuttavia yhdisteitä (Mynderse ym. 1977). Biotoksiinien lisäksi sinilevien soluseinissä on endotoksiineja, lipopolysakkarideja (LPS), joiden on epäilty aiheuttaneen mm. kylpykuume-epidemian Nokiolla vuonna 1978 (Muittari ym. 1980). Suomen makeissa vesissä on enemmän hepatotoksisia kukintoja kuin neurotoksisia (Sivonen ym. 1990, taulukko 2). Mikrokystitiinit ovat syklisiä heptapeptidejä ja kuuluvat hepatotoksiineihin (kuva 2, Carmichael ym. 1988). Vuonna 1996 tunnettiin jo 48 erilaista mikrokystitiinivariaatiota (Sivonen 1996). Mikrokystitiinejä on identifioitu vuoteen 1996 mennessä seuraavista lajeista: *Microcystis aeruginosa*, *M. viridis*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena* spp., *Oscillatoria agardhii* (nykyään *Planktothrix agardhii*) ja *Nostoc* sp. (Sivonen 1996). Suomessa hyvin yleisiä kukintojen muodostajia ovat *Anabaena* spp.-, *Microcystis* spp.- ja *Oscillatoria* spp. -lajit (Sivonen ym. 1990, taulukko 2, Lepistö 1992, Lahti ym. 1997b). Lajien kyky tuottaa toksiineja on todistettu eristämällä kannat ja viljelemällä ne akseenisiksi. Toksiineja tuottavien uusien lajien osoittamista on vaikeuttanut juuri se, ettei joitakin lajeja olla saatu kasvamaan vaadituissa olosuhteissa. Muita tunnettuja hepatotoksiineja mikrokystitiinin lisäksi ovat nodulariini (pentapeptidi), joka on mm. Itämeressä kukintoja aiheuttavan *Nodularia spumigena* -lajin tuottama toksiini, ja cylindrospermopsiini (alkaloidi), jota tuottavia *Cylindrospermopsis*-, *Umezakia*- ja *Aphanizomenon* -kantoja on eristetty Australiasta, Japanista ja Israelista (Ohtani ym. 1992, Harada ym. 1994, Sukenik ym. 1997). Tällä hetkellä tunnetaan kolme sinilevien tuottamaa neurotoksiinityyppiä: anatoksiini a, anatoksiini a (s) ja PSP (paralytic shellfish poison). Neurotoksiineja tuottavia lajeja on ainakin *Anabaena*-, *Lyngbya*-, *Oscillatoria*- ja *Aphanizomenon* -suvuissa (Sivonen 1996).

Sinilevät voivat tuottaa useita toksiineja, mutta jotkut lajit tuottavat vain yhtä toksiinia. Eri sukuihin kuuluvat lajit kuten *Anabaena* spp., *Microcystis* spp., ja *Oscillatoria* spp. voivat tuottaa myös samoja toksiineja (Sivonen 1996). Toisinaan nämä samat lajit ovat taas täysin vaarattomia. Viljeltyjen kantojen on kuitenkin havaittu säilyttävän toksiinintuotokykynsä erilaisissa koeolosuhteissa, eikä taas toksiineja tuottamattomia kantoja ole saatu tuottamaan toksiineja missään koeolosuhteissa (Sivonen 1990, Rapala ym. 1993). Tämän vuoksi voidaan päätellä toksiinien tuottamisen olevan kantaspesifistä eikä lajispesifistä (Sivonen 1996). Kannat ovat tuottaneet erilaisissa kasvatusolosuhteissa samoja toksiineja, mutta niiden suhteelliset osuudet ovat saattaneet vaihdella (van der Westhuizen 1986). Viljeltyt kannat ovat tuottaneet mikrokystitiiniä 0,5 - 0,8 % KM (kuivamassa) (Rapala ym. 1997) ja anatoksiini a:ta jopa yli 1 % KM (Rapala ym. 1993). Mikrokystitiinien ja anatoksiini a:n -pitoisuus soluissa kasvaa logaritmisen kasvuvaiheen aikana ja on suurimmillaan logaritmisen kasvuvaiheen lopussa. Toksiineja tuotetaan eniten hyvissä kasvuolosuhteissa ja varsinkin fosforipitoisuudella on merkitystä sinilevien kasvulle (Sivonen 1990, Rapala ym. 1993, Lehtimäki ym. 1997). Suuri fosforipitoisuus kasvatti myös kahden *Anabaena* -kannan solujen mikrokystitiinipitoisuutta (Rapala ym. 1997), mutta sillä ei havaittu olevan vaikutusta *Anabaena*- ja *Aphanizomenon* -kantojen solujen anatoksiini a -pitoisuuteen (Rapala ym. 1993). Optimaaliset kasvuolosuhteet vaihtelevat eri sinilevälajeilla (Sivonen 1996).



Kuva 2. Mikrokystiinin [MCYST] rakenne. Yleinen rakenne on syklo(D-alaniini¹-X²-D-erythro-β-metyyliaspartaattihappo³/D-aspartaattihappo³-Z⁴-Adda⁵-D-glutamiinihappo⁶-N-metyylidehydroalaniini⁷/dehydroalaniini⁷). X ja Z ovat vaihtelevia L-aminohappoja (esim. MCYST-LR: L = L-leusiini ja R = L-arginiini), R¹ ja R² tarkoittavat protonia (demetyylimikrokystiinit) tai metyyliä, Adda on (2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-metoksi-2,6,8-trimetyyli-10-fenyyli-deka-4,6-dieeni-happo (Sivonen 1996).

1.3.2 Toksiinien vaikutus ja myrkyllisyys

Sinilevätoksiinit ovat aiheuttaneet lukuisia eläinten kuolemia ympäri maapalloa ja muodostavat ihmisille terveydellisen riskin (Carmichael ja Falconer 1993). Vuonna 1996 osoitettiin ensimmäisen kerran sinilevätoksiinien aiheuttaneen myös ihmisten kuolemia. Munuaisdialyysihoidossa vahingossa saamiensa mikrokystiinin vuoksi Brasiliassa kuoli 44 ihmistä puolen vuoden kuluessa hoidosta (Carmichael 1996). Toksiineilla on myös hitaammin ilmeneviä vaikutuksia. Kiinassa on havaittu yhteys maksasyövän, talousvetenä käytettävissä vesissä esiintyvien sinileväkukintojen ja aflatoksiini B₁:stä sisältävien viljatuotteiden välillä (Yu 1994). Ihmiset voivat saada toksiineja elimistöönsä nielemällä toksiinipitoista vettä tai hengittämällä aerosoleja, joita voi syntyä esim. pärskeitä aiheuttavissa vesiurheilulajeissa.

Aivan kaikki mikrokystiinit eivät ole myrkyllisiä. Myrkyllisissä mikrokystiineissä on rengasrakenne, vapaa glutamiinihapon karboksyyli-ryhmä, polaariton aminohappo kiinnittyneenä glutamiinihapon γ-karboksyyliin ja ADDA:ssa 6E kaksoissidos eikä 6Z analogi (Rinehart ym. 1994, kuva 2). Myrkyllisten mikrokystiinien LD₅₀-arvot vaihtelevat toksiinista riippuen 60 - 250 μg kg⁻¹ i.p. (injektio vatsaonteloon) hiirille (Carmichael 1992). Mikrokystiinit inhiboivat seriini / threoniini proteiinifosfataasi 1- ja 2A -reaktioita (MacKintosh ym. 1990). Mikrokystiinit kerääntyvät suolistosta sappihappokuljettajien avulla maksaan ja maksasoluihin (Falconer ym. 1992). Proteiinifosfataasi 1- ja 2A -inhibition takia maksasolujen tukirakenteet hyperfosforyloituvat. Tämä johtaa maksasolujen rakenteellisiin muutoksiin ja solujen välisen adheesion lakkaamiseen ja lopulta veren kerääntymiseen maksaan (Falconer ja Yeung 1992). Hiirikokeissa menehtymisen syy on ollut verenvuotoshokki 1 - 4 tunnin kuluessa injektioista (Runnegar ja Falconer

1982). Mikrokystiinejä on havaittu myös munuaisista ja suoliston soluista, mutta noin 70 % toksiineista kerääntyy maksaan (Meriluoto ym. 1990). Mikrokystiinit toimivat myös potentiaalisina kasvainten muodostajina (Nishiwaki-Matsushima ym. 1992). Syövän syntymisen on esitetty olevan kolmivaiheinen tapahtuma. Mikrokystiinien ei ole havaittu vaikuttavan syövän kehittymisen ensimmäiseen vaiheeseen, mutta ne ovat tehokkaita yhdisteitä toisessa vaiheessa, jossa ne kiihdyttävät solujen epänormaalia kasvua. Mikrokystiini-LR -toksiinia saaneilla rotilla todettiin kohonnut maksasyöpäriski, kun sekä kontrolliryhmälle että mikrokystiini-LR -toksiinia saaneelle koeryhmälle annettiin ensin tunnettua syövän ensimmäisen vaiheen aiheuttajaa, dietyylinitrosoamiinia (Nishiwaki-Matsushima ym. 1992). Neurotoksiinit estävät hermoimpulsseja ja niiden aiheuttama kuolinsyy hiirikokeissa on ollut tukehtuminen hengityshalvauksen vuoksi muutaman minuutin tai yhden tunnin kuluessa injektioista (Carmichael ym. 1975, Carmichael 1992). Neurotoksiinien LD₅₀-arvot vaihtelevat toksiinista riippuen 10 - 250 µg kg⁻¹ i.p. hiirille (Devlin ym. 1977, Skulberg ym. 1992, Carmichael 1992, Mahmood ja Carmichael 1986).

1.3.3 Toksiinit raakavesilähteissä

Viime vuosina tehtyjen tutkimusten mukaan Suomessakin olisi seurattava raakavesilähteissä esiintyvien kukintojen toksisuutta ja varmistettava, ettei toksiineja pääse talousveteen (Lahti 1997). Suorilla menetelmillä tekopohjavettä valmistavilla laitoksilla imeyttäminen on yleensä keskeytetty, jos raakavesilähteessä on havaittu sinileväkukinta. Rantaimetyksessä keskeyttäminen ei ole kuitenkaan mahdollista. Raakaveden laadun realistinen riskinarviointi edellyttäisi siis kvantitatiivista näytteenottoa. Kukinnasta tulisi määrittää toksiinipitoisuus veden tilavuutta kohti ja partikulaarisessa aineessa olevan toksiinin lisäksi veteen liuenneen toksiinin pitoisuus. Kattava näytteenotto on vaikeaa, sillä sinilevät saattavat esiintyä paikoitellen. Ahvenanmaalaisen pintavesilaitoksen eutrofisessa raakavesilähteessä, Östra Kyrksundetissa, havaittiin elokuussa 1987 *Oscillatoria agardhii* -kukinta (Lindholm ym. 1989). Suurin mikrokystiinipitoisuus, 37 µg l⁻¹, mitattiin metalimnionista kuuden metrin syvyydestä raakavedenotto pisteeseen läheltä, jolloin terveysviranomaiset lopettivat järven käytön raakavesilähteenä. Toksiinia ja *Oscillatoria agardhii* -sinileviä oli järvestä vielä syystäyskierron aikana ja jopa jään alla maaliskuussa 1988. Toksiinit pysyvät lähes kokonaan sinilevissä siihen saakka, kunnes solut hajoavat ja vasta silloin toksiinit vapautuvat ympäröivään veteen (Kiviranta ym. 1991, Rapala ym. 1993, Lahti ym. 1997b). Voimakkaan valon ja korkean lämpötilan on todettu lisäävän toksiinien liukenemista (Sivonen 1990). Liuenneita toksiineja voi olla vedessä vielä senkin jälkeen, kun itse kukinta on hävinnyt (Lahti ym. 1997b).

1.4 Imeytettävän veden puhdistuminen maaperässä

Merkittävin osa raakaveden puhdistumisesta tapahtuu maaperän pintaosassa. Puhdistumisprosessien tehokkuus vaihtelee paikallisesti ja ajallisesti (Schmidt 1996). Kivimäki (1992) esittää mm. seuraavat maaperässä tapahtuvat puhdistumisprosessit: mekaaninen puhdistuminen, sekoittuminen ja haihtuminen, ioninvaihtoreaktiot, adsorptio, saostuminen, kelaattien ja kompleksi-ionien muodostuminen sekä biologinen että kemiallinen hajoaminen. Luetellut prosessit voivat vaikuttaa myös interaktiivisesti. Raakaveden bakteerit ja virukset kulkeutuvat maaperässä sitä syvemmälle, mitä karkeampaa maa on (Lahti 1981). Kuopiossa suoritettun rantaimeytystutkimuksen mukaan pintaveden mikrobien lukumää-

rät, TOC- ja AOC- pitoisuudet (mikrobeille käyttökelpoinen hiili) vähenevät huomattavasti imeytyksen alussa, jonka jälkeen pitoisuudet pysyvät samansuuruisina vedenottoaivoille saakka (Miettinen ym. 1996a). Dystrofisissa pintavesissä yleisimpiä eksoentsyymejä ovat fosfataasi-, β -glukosidaasi- ja alaniiniaminopeptidaasientsyymit (Münster ym. 1989). Näiden eksoentsyymien aktiivisuuksien laskeminen rantaimetytyksen aikana Miettisen ym. (1996b) tutkimuksessa korreloi näyteveden bakteerien lukumäärän ja tuotannon kanssa. Bakteerit tarvitsevat eksoentsyymejä pilkkoessaan suurimolekyyllisiä yhdisteitä pienemmiksi bakteereille käyttökelpoisiksi yhdisteiksi. Rantaimetytyksen aikana humusfraktioista kokoluokaltaan pienin fraktio ei poistu, mutta suurimpien humusfraktioiden reduktio on tehokasta (Miettinen ym. 1996a). Lahden ym. (1996) sedimentti- ja harjupatsaskokeissa vuonna 1995 havaittiin melko tehokas sinilevien ja toksiinien reduktio paitsi erittäin runsaiden kukintojen aikana. Kukinnan sattuessa raakavesilähteen käsittely levämyrkyillä ei ole suositeltavaa, sillä silloin sinilevät hajoavat ja mahdolliset toksiinit vapautuvat veteen (Kenefick ym. 1993).

Maaperän mikrobiologinen aktiivisuus on yksi tärkeimmistä puhdistusprosesseista tekopohjaveden muodostuksessa. Mikrobien aktiivisuuteen vaikuttavat maaperän kosteus, pH, lämpötila, kationinvaihtokapasiteetti sekä huokosilman tilavuus (Crites 1985). Orgaanisten aineiden hajottaminen ja elektroniakseptorien esim. hapen, nitraatin ja sulfaatin pelkistäminen ovat mikrobiologista mineralisaatiota. Maan luonnontilaisten bakteerien antagonistisen vaikutuksen ansiosta myös suolistoperäiset bakteerit häviävät maasta nopeammin kuin steriilistä maasta (Lahti 1981). Pohja- ja tekopohjavesien autoktoninen mikrobisto tunnetaan huonosti, sillä tähän saakka tutkimukset ovat keskittyneet patogeenien käyttäytymisen selvittämiseen (Preuß ja Nehrkorn 1996). Preußin ja Nehrkornin (1996) tekopohjavesitutkimuksessa havaittiin yli 90 % maaperän mikrobeista olevan kiinteään ainekseen sitoutuneena. Samoin havaittiin imeytyksen edetessä mikrobien lukumäärän vähenevän ja diversiteetin kasvavan. Lehtolan ym. (1996) hidassuodatustutkimuksessa havaittiin mikrobiologisen aktiivisuuden olevan suurinta 0 - 2 cm:n pintakerroksessa. Samassa kerroksessa tapahtui myös merkittävin raudan ja mangaanin akkumuloituminen.

1.5 Tekopohjaveden laatu

Yleisimmät tekopohjaveden laadulliset ongelmat ovat veden pehmeys ja alhainen happamuus sekä liian korkeat raudan ja mangaanin pitoisuudet. Joillakin laitoksilla vedenottoaivoilta pumpattava vesi ylittää myös orgaanisen aineen pitoisuudelle esitetyn raja-arvon (Kivimäki 1992). Tekopohjavesi jälkikäsitellään silloin, kun vedenottoaivoilta pumpattavan veden laatu ei sellaisenaan täytä sosiaali- ja terveystieteiden (1994) päätöksen 74:94 talousveden laatuvaatimuksia. Liitteessä 1 on esitetty suorilla imeyttämismenetelmillä tekopohjavettä valmistavien vesilaitosten jälkikäsitteilymenetelmät. Rantaimetytyksellä vettä lisää saavilla laitoksilla käytetään seuraavia jälkikäsitteilymenetelmiä: alkalointi 134 laitoksella, raudan poistaminen 20 laitoksella, desinfiointi seitsemällä laitoksella ja kemiallinen vedenkäsittely kolmella laitoksella (Kivimäki 1995). Yleisimmillä käsitteilymenetelmillä, alkaloinnilla ja kovuuden lisäämisellä, pyritään ensisijaisesti ehkäisemään veden putkistoja syövyttävä vaikutus. Desinfiointiin käytetään klooria, hypokloriitteja ja klooridioksidia myös siksi, että riittävää orgaanisen aineen puhdistumista ei ole tapahtunut tai, että halutaan estää bakteerien lisääntymisen vesijohdoissa. Jos vedessä on runsaasti orgaanisia yhdisteitä, ei kloorin käyttö ole suositeltavaa. Ilmastuksen ja hidassuodatuksen avulla vähennetään veden rauta- ja mangaanipitoisuutta (Kivimäki 1992). Aktiivihiiisuodatuksella saataisiin poistettua vedestä yhdisteitä, esim. sinilevien toksiineja, joita muut jälkikäsit-

telymenetelmät eivät pysty poistamaan. Tekopohjaveden muodostamisen tavoitteena Suomessa on kuitenkin niin puhtaan veden tuottaminen, että ainoana jälkikäsittelymenetelmänä tarvittaisiin vain alkalointia (Hatva 1996).

1.6 Tutkimuksen tarkoitus

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen rantaimetytystä ja sadetusta simuloivilla sedimentti- ja harjupatsaskokeilla. Tutkimuksen tavoitteena oli myös arvioida mikrokystiinin biohajoamisen sekä maa-ainekseen pidättymisen merkitys mikrokystiinin reduktiossa.

2.1 Koejärjestely

2.1.1 Sinilevät, niiden kasvatus ja raakavesien valmistus

Tutkimuksessa käytettävät sinileväkannat valittiin syanobakteeritutkimusryhmän (joht. Kaarina Sivonen) Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitoksen kantakokoelmasta. Ensimmäiseen kokeeseen kasvatettiin mikrokystiiniä tuottavaa *Microcystis* 98 -kantaa ja toiseen kokeeseen *Anabaena* 90 -kantaa, joka myös tuottaa mikrokystiiniä, sekä toksiineja tuottamatonta *Oscillatoria* 18G -kantaa (taulukko 3). Sivosen ym. (1995) julkaisuissa esitetty toksiineja tuottava punainen *Oscillatoria* 18 -kanta on eristetty samasta näytteestä kuin tässä tutkimuksessa käytetty toksiineja tuottamaton vihreä *Oscillatoria* 18 -kanta (Sivonen 1990), jota tässä tutkimuksessa kutsutaan selkeyden vuoksi *Oscillatoria* 18G -kannaksi.

Taulukko 3. Tässä tutkimuksessa käytettyjen syanobakteeritutkimusryhmän kantakokoelman sinilevien tietoja.

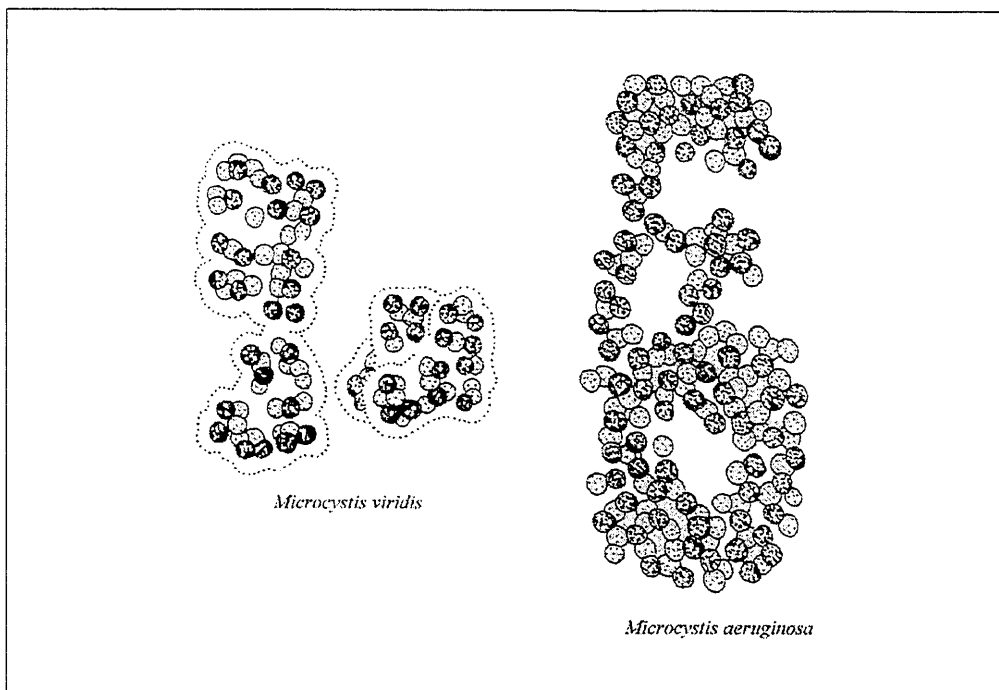
Kanta	Eristys pvm	Paikka	Toksiinit
<i>Microcystis</i> 98 ^a	30.7.1986	litin Pyhäjärvi	[Dha ⁷]MCYST-LR, MCYST-LR, [Dha ⁷]MCYST-RR sekä 2 muuta toksiinia
<i>Anabaena</i> 90 ^b	30.7.1986	Vesijärvi	MCYST-LR, MCYST-RR, [D-Asp ³]MCYST-LR
<i>Oscillatoria</i> 18G ^c	28.8.1985	Långsjön	ei tuota toksiineja

^a Sivonen ym. (1995)

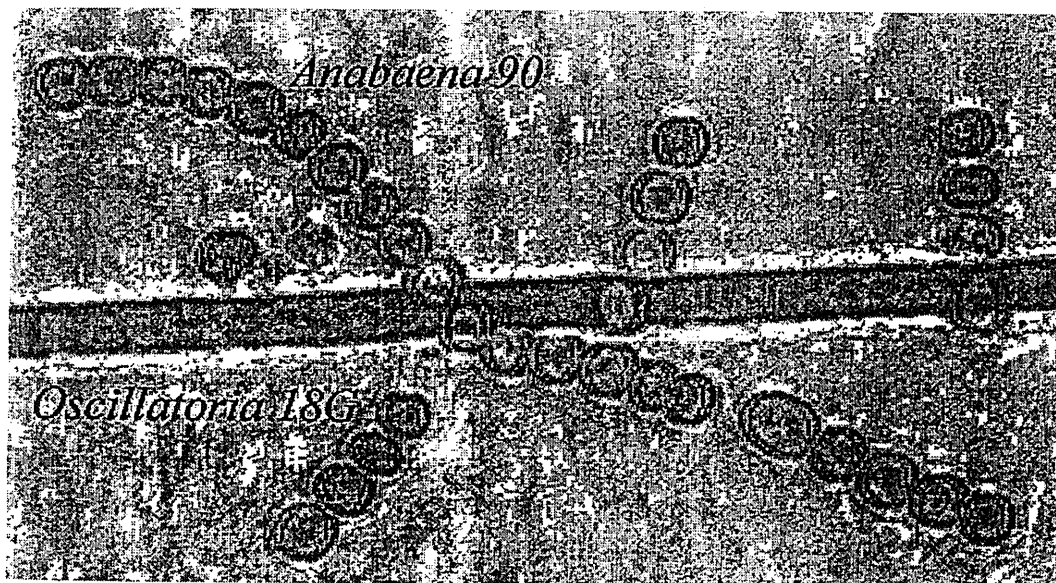
^b Sivonen ym. (1992)

^c Sivonen (1990)

Microcystis 98 kuuluu Chroococcales -lahkoon. Luonnontilaisena kanta muodostaa kolonioina esiintyviä kokkaaleja soluja (kuva 3), mutta viljeltynä *Microcystis* spp. sinilevät kasvavat yksittäisinä soluina. Lugolin liuoksella kestävytyjen *Microcystis* 98 -solujen halkaisija oli keskimäärin 3,4 µm. Nostocales -lahkoon kuuluva *Anabaena* 90 muodostaa pallomaisista soluista taipuisia rihmoja, joissa on heterosyyttejä ja toisinaan myös pitkulaisia akineetteja (kuva 4). Tavallisten solujen muoto vaihtelee pyöreästä hieman litistyneeseen. Lugolin liuoksella säilöttyjen solujen halkaisija oli keskimäärin 4,5 µm. *Oscillatoria* 18G kuuluu Oscillatoriales -lahkoon, jossa *Oscillatoria* -suku on revidoitu kokonaan (Anagnostidis ja Komárek 1988). Koska *Oscillatoria* 18G muodostaa taipuisia haaroittumattomia rihmoja, joilla on tylpät tupettomat päätesolut (kuva 4), kanta kuuluu nykyisen taksonomian mukaan *Planktothrix* -sukuun. Tässä tutkimuksessa käytetään kuitenkin kantakokoelman nimeä, johon on lisätty G osoittamaan kannan väriä. Lugolin liuoksella säilöttyjen *Oscillatoria* 18G -rihmojen halkaisija oli keskimäärin 4,2 µm. Halkaisijat mitattiin 1250 -kertaisella suurennuksella kirkkaalta näkökentältä Olympus BH2 mikroskoopilla. Okulaarimittajanan pienin jakoväli oli 0,77 µm.



Kuva 3. *Microcystis* spp. lajien muodostamia kolonioita (Tikkanen ja Willén 1992).



Kuva 4. *Anabaena* 90- ja *Oscillatoria* 18G -sinileviä raakavedessä.

Sinilevät kasvatettiin Helsingin yliopiston Soveltavan kemian- ja mikrobiologian laitoksella sellaisissa erissä, että koko kokeen ajan oli käytettävissä eläviä ja hyväkuntoisia sinileviä raakavettä varten. *Microcystis* 98-, *Anabaena* 90- ja *Oscillatoria* 18G -kannat siirrostettiin 100 - 300 ml:aan Z8-liuosta (Kotai 1972). Näitä viljelmiä käytettiin siirroksena 3 000 ml:n Z8-liuoksiin, joita puolestaan käytettiin massakasvatusten siirroksena. *Anabaena* 90 -kannan kasvatuksessa käytettiin type-töntä Z8-liuosta. Kaikissa kasvatusvaiheissa sinileviä ilmastettiin sekä valaistiin loistelampuilla (Airam Daylight deluxe), jolloin astioiden pinnalle kohdistuneen valon intensiteetti oli $20 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. *Microcystis* 98 -kannan kuivamassa kasva-

tuksen jälkeen oli noin 230 - 240 mg 3 000 ml⁻¹. Kasvatuserien solut konsentroitiin sentrifugoimalla. *Oscillatoria* 18G -kannan kuivamassa oli kasvatuksen jälkeen noin 480 mg 3 000 ml⁻¹. Solut konsentroitiin suodattamalla. *Anabaena* 90 -kannan kasvatuksessa oli vaikeuksia, ja tämän vuoksi kasvatuserien kuivamassat vaihtelivat. Solut konsentroitiin lapolla niiden sedimentoiduttua astian pohjalle. Jokaisen kasvatuserän sinilevät haettiin välittömästi konsentroidin jälkeen Suomen ympäristökeskuksen laboratorioon raakaveden valmistusta varten.

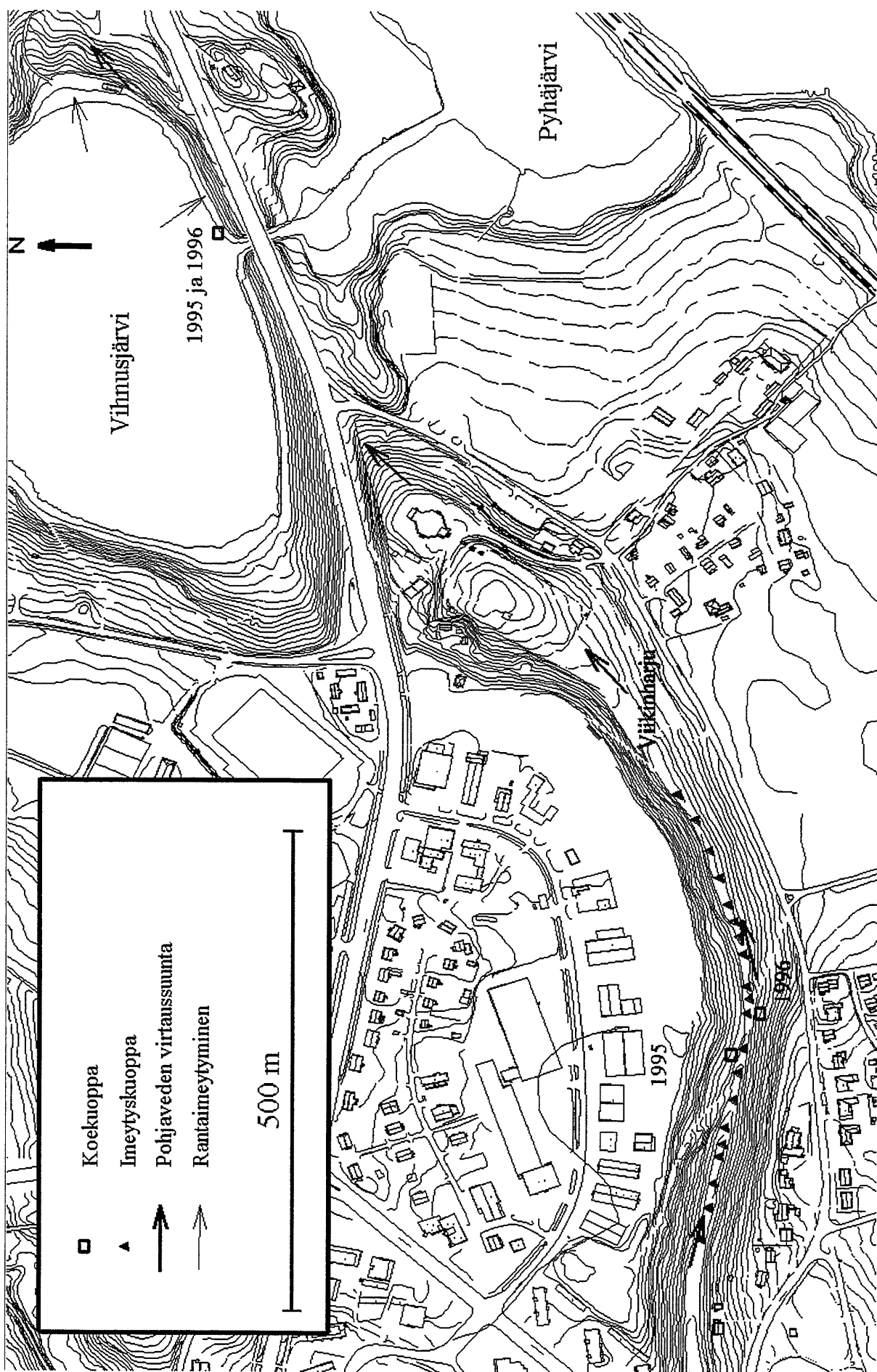
Saman kasvatuserän sinileviä lisättiin Päijännetunnelin veteen ja jokaiselle patsaalle valmistettiin raakavettä 16,5 l kahden vuorokauden valutusta tai 23 l kolmen vuorokauden valutusta varten. Raakavettä valmistettiin yhtä koetta varten siis yhteensä 448 l. Toisessa *Anabaena* 90 ja *Oscillatoria* 18G -kokeessa raakavesi pyrittiin valmistamaan siten, että *Anabaena* 90 olisi muodostanut 60 % kuivamassasta ja *Oscillatoria* 18G vastaavasti 40 %. Koska *Anabaena* 90 -kasvatuserät eivät olleet kasvaneet odotusten mukaisesti 9.9. ja 11.9., raakaveteen lisättiin tuolloin puuttuvaa *Anabaena* 90 -kuivamassaa vastaava määrä *Oscillatoria* 18G -sinileviä.

2.1.2 Sedimentti- ja harjupatsaat

Patsaiden rakentamisessa käytettiin Nokian Vihnusjärven sedimenttiä ja Viikinharjun pintamaata. Nokialla muodostetaan Vihnusjärven vedestä tekopohjavettä sekä ranta- että kuoppaimeytyksellä Viikinharjun ja Maatianharjun alueella (kuva 5). Kokeita varten haettiin maanäytteitä kesä- ja heinäkuussa 1996. Vihnusjärven sedimenttiä lapioidiin 16 mm seulalle sellaiselta kohdalta, jossa tapahtuu rantaimetyymistä (kuva 5). Sedimentin näytteenottopaikka oli parin metrin päässä rantaviivasta, jossa veden syvyys oli noin 20 cm. Viikinharjun maanäytteet kaivettiin harjun laelta (kuva 5) viiden senttimetrin kerroksina 50 cm syvyyteen saakka. Ensin kaivettiin kuoppa, jonka seinämä tasoitettiin. Seinämän ylle pingoitettiin maanpinnan tasoa osoittava lanka, josta mitattiin näytekerrosten sijainti (kuva 6). Koska maa oli hyvin kivistä, häiriintymättömiä maanäytteitä ei voitu ottaa. Myös harjunäytteet seulottiin 16 mm seulalla paitsi 0 - 5 cm kerros, joka lisättiin patsaisiin sellaisenaan. Näytteet pakattiin muovipusseihin ja suojattiin auringonvalolta kuljetuksen ajaksi. Patsaiden kokoamista varten otetut sedimentti- ja harjunäytteet säilytettiin laboratorioissa pimeässä huoneessa 14 °C lämpötilassa. Maanalyysejä varten otetut näytteet säilytettiin kylmiössä 4 °C lämpötilassa.

Sedimentin tekstuuri muodostui karkeista lajittuneista sora- ja hiekkamajaleista, kuten myös harjun 25 - 50 cm kerros (taulukot 4 ja 5). Sedimentissä oli kuitenkin vähemmän saven ja siltin muodostamaa hienoaainesta kuin harjussa. Harjun ylimmässä noin 10 - 15 cm paksussa kerroksessa oli runsaasti eloperäistä ainetta. Suomen yleisin metsämaan pintamaalaji onkin kangashumus, joka muodostaa mattomaisen patjan kivennäismaan päälle (Hartikainen 1992). Harjun 0 - 5 cm kerroksen hehikutushäviö oli ensimmäisellä näytteenottokerralla 19 %:a ja toisella yli 20 %:a. Koska geoteknisen maaluokituksen mukaan alle 20 % eloperäistä ainetta sisältävät maalajit ovat kivennäismaita (Rantamäki ym. 1992), on ensimmäisen näytteenottokerran maalajia kutsuttava suuresta hehikutushäviöstä huolimatta hiekaksi (taulukko 4). Seuraava 10 - 25 cm kerros oli lajittumatonta kivennäismaata, moreenia, jossa hehikutushäviö oli yli 3 %.

Rantaimetytsalueelta kaivetun sedimentin vedenläpäisevyys oli pienempi kuin Hatvan ym. (1978) suosittama imeytysalueiden vedenläpäisevyys ($1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$ m s⁻¹) (taulukot 4 ja 5). Myöskään harjun 5 - 50 cm kerroksen vedenläpäisevyys ei täyttänyt imeytysalueille asetettua suositusta. Vedenläpäisevyys oli erittäin pieni juuri niissä näytteissä, missä oli suuri hehikutushäviö ja paljon hienoaainesta.



Kuva 5. Näytteiden ottopaikat.

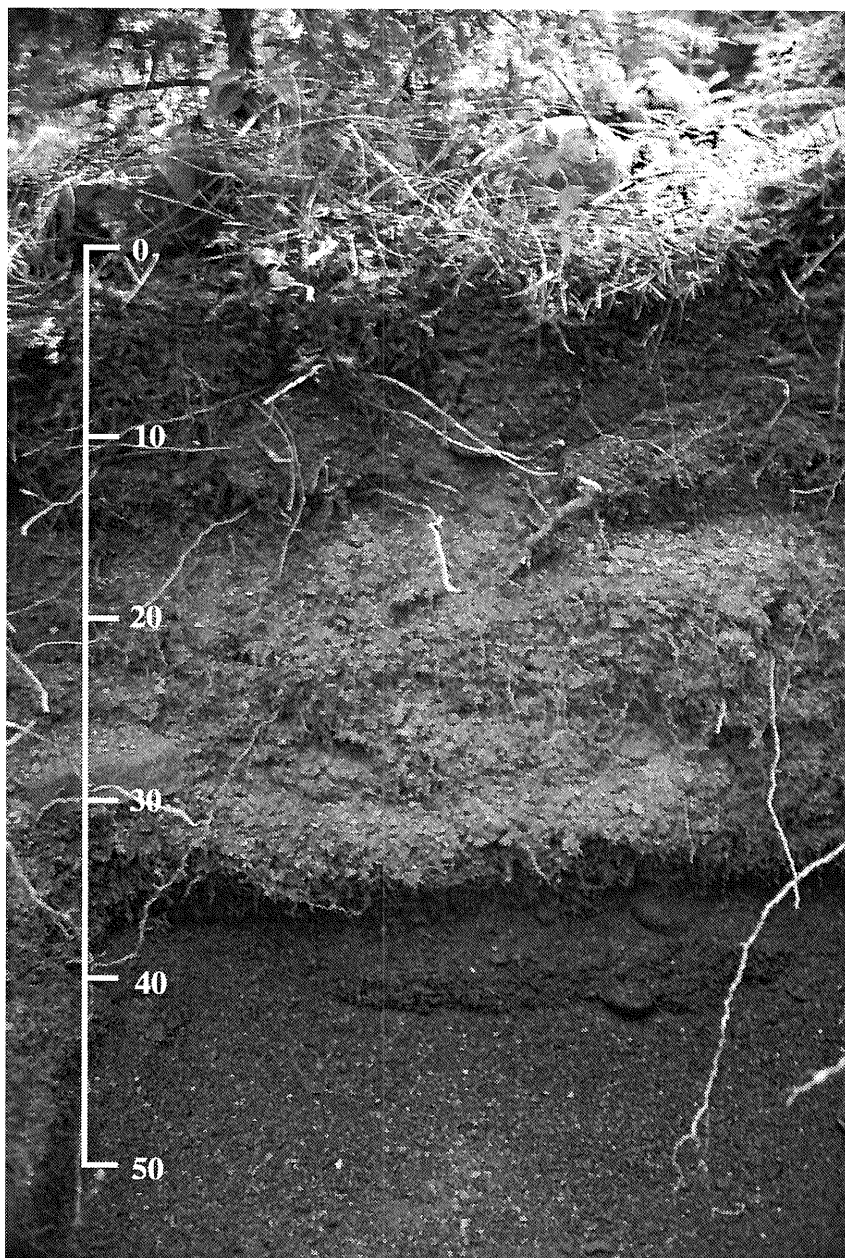
Taulukko 4. Harjun ja sedimentin maalajit, hienoaineksen osuus (savi + siltti), vedenläpäisevyys ja kiintotiheys ensimmäisellä näytteenotokerralla. Hu = humus, Hk = hiekka, Mr = moreeni ja Sr = sora.

Näyte	Maalaji	Hieno- aines %	Vedenläpäi- sevyys m s ⁻¹	Kiintotiheys g cm ⁻³
<i>Harju:</i>				
0 - 5 cm	hiekk	25,5	ei määritetty	2,27
5 - 10 cm	huHkMr	9,9	9 * 10 ⁻⁸	2,42
10 - 15 cm	huHkMr	10,9	3 * 10 ⁻⁵	2,62
15 - 20 cm	husrHkMr	6,6	1 * 10 ⁻⁵	2,66
20 - 25 cm	husrHkMr	5,5	2 * 10 ⁻⁵	2,66
25 - 30 cm	hkSr	2,8	6 * 10 ⁻⁴	2,67
30 - 35 cm	srHk	1,4	6 * 10 ⁻⁴	2,69
35 - 40 cm	srHk	1,1	6 * 10 ⁻⁴	2,70
40 - 45 cm	srHk	0,9	2 * 10 ⁻³	2,69
45 - 50 cm	hkSr	1,1	2 * 10 ⁻³	2,72
<i>Sedimentti:</i>	hkSr	0,7	2 * 10 ⁻³	2,69

Taulukko 5. Harjun ja sedimentin maalajit, hienoaineksen osuus (savi + siltti), vedenläpäisevyys ja kiintotiheys toisella näytteenotokerralla. Hu = humus, Hk = hiekka, Mr = moreeni ja Sr = sora.

Näyte	Maalaji	Hieno- aines %	Vedenläpäi- sevyys m s ⁻¹	Kiintotiheys g cm ⁻³
<i>Harju:</i>				
0 - 5 cm	humus	21,5	ei määritetty	2,31
5 - 10 cm	huHkMr	18,9	2 * 10 ⁻⁷	2,58
10 - 15 cm	huHkMr	10,8	3 * 10 ⁻⁶	2,66
15 - 20 cm	husrHkMr	11,1	4 * 10 ⁻⁶	2,69
20 - 25 cm	huhkSrMr	5,1	7 * 10 ⁻⁶	2,65
25 - 30 cm	hkSr	2,8	9 * 10 ⁻⁴	2,73
30 - 35 cm	hkSr	2,1	9 * 10 ⁻⁴	2,74
35 - 40 cm	srHk	1,3	9 * 10 ⁻⁴	2,71
40 - 45 cm	Hk	1,5	9 * 10 ⁻⁴	2,71
45 - 50 cm	Hk	1,8	9 * 10 ⁻⁴	2,69
<i>Sedimentti:</i>	Sr	0,2	2 * 10 ⁻³	2,68

Sedimentti- ja harjupylväät täytettiin seuraavina päivinä näytteiden hakemisesta. Pylväät, jotka täytettiin yhden metrin korkuisiksi sedimentillä, olivat noin 1,2 m pitkiä ja 10 cm halkaisijaltaan paksuja läpinäkyviä akryyliputkia (kuva 7). Pylvään alaosaan oli pohjalevy ja noin kahden senttimetrin korkeudella pohjasta oli reikä, jonka kautta patsaan lävitse suotautunut vesi voitiin johtaa keräysastiaan. Pylväisiin lisättiin kuitukangas (solmuväli noin 2 mm), jonka avulla saatiin kokeen loputtua sedimenttinäytteitä halutuilta syvyyksiltä. Pylväät täytettiin siten, että sedimenttiä pudotettiin noin 850 g erissä akryyliputkeen, jonka jälkeen se tiivistettiin puutangolla takomalla. Kuitukangasta suoristettiin, jottei muodostunut vettäjohtavia väyliä. Harjupatsaat rakennettiin halkaisijaltaan 10 cm paksuihin pylväisiin, jotka koostuivat viisi senttimetriä korkeista toisiinsa liitettävistä sylintereistä (kuva 7). Tämä mahdollisti sen, että patsaat voitiin koota viiden senttimetrin kerroksina luonnontilaista profiilia mukaellen ja kokeen loputtua voitiin ottaa maanäytteitä eri syvyyksiltä. Sylinterit tiivistettiin ja niiden väleihin asetettiin metalliristikot, joiden solmuväli oli neljä millimetriä. Koska vain viisi sylinteriä pystyttiin kiinnittämään toisiinsa, täytettiin harjupatsaat 0 - 25 cm osaan ja 25 - 50 cm osaan. Ylemmän (0 - 25 cm) osapatsaan läpäissyt suodosvesi johdettiin alempaan (25 - 50 cm) osapatsaaseen. Taulukossa 6 on esitetty sedimentti- ja har-



Kuva 6. Viikiharjun 0 - 50 cm kerroksen profiili.

jupatsaiden kuivamassat sekä ensimmäisessä että toisessa kokeessa. Sedimenttipylväät lainattiin Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitokselta ja harjupylväät Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitokselta.

Taulukko 6. Ensimmäisen ja toisen kokeen sedimentti- ja harjupatsaiden kuivamassat.

	Sedimenttipatsas 1	Sedimenttipatsas 2	Harjupatsas 1	Harjupatsas 2
1. koe	12,1 kg	12,0 kg	7,1 kg	6,7 kg
2. koe	12,9 kg	12,9 kg	6,3 kg	6,4 kg

2.1.3 Kokeiden käynnistys

Kokeet aloitettiin stabiloimalla sedimentti- ja harjupatsaat siten, että ensimmäisessä kokeessa pumpattiin oligotrofista Päijännetunnelin vettä (taulukko 7) monikanavapumpulla 7 päivää ja toisessa kokeessa 9 päivää nopeudella 5 ml min⁻¹, joka vastaa 0,038 m h⁻¹ hydraulista pintakuormaa (kuva 7). Päijännetunneliveden valutuksen aikana määritettiin NaCl-merkkiainekokeilla veden viipymä, joka oli sedimenttipatsaissa noin 6 h 10 min ja harjupatsaissa 5 h 15 min. Patsaat olivat tiiviisti täytettyjä, sillä sähkönsäilytys alkoi kasvaa vasta noin 2,5 h kuluttua merkkiaineen lisäyksestä. Sedimenttipatsaiden päälle annettiin muodostua lappoporiaatteella 5 - 10 cm paksu vesikerros. Harjupatsaiden kyllästysaste selvitettiin maa-analyysien tulosten ja Rantamäen ym. (1992) esittämien yhtälöiden perusteella. Ainoastaan *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen harju 1 -patsaassa ei ilmennyt tukkeutumista ja siinä patsaan kyllästysaste ennen koetta oli keskimäärin 19 %:a ja kokeen jälkeen 63 %:a.

Taulukko 7. Päijännetunnelin vedenlaatu elo- ja syyskuussa 1996. Viivalla merkittyjä elokuun kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksia ei ole määritetty (Helsingin kaupungin vesilaitos).

Analyysi	yksikkö	elokuu	syyskuu
Väriluku	mg l ⁻¹ Pt	15	17
Sähkönjohtokyky	mS m ⁻¹	7,4	7,3
pH		6,9	6,9
COD _{Mn} , O ₂	mg l ⁻¹	4,9	4,7
TOC	mg l ⁻¹	5,5	5,6
Kiintoaine	mg l ⁻¹	-	0,3
Kokonaisfosfori	μg l ⁻¹	-	8
Kokonaistyyppi	μg l ⁻¹	-	480

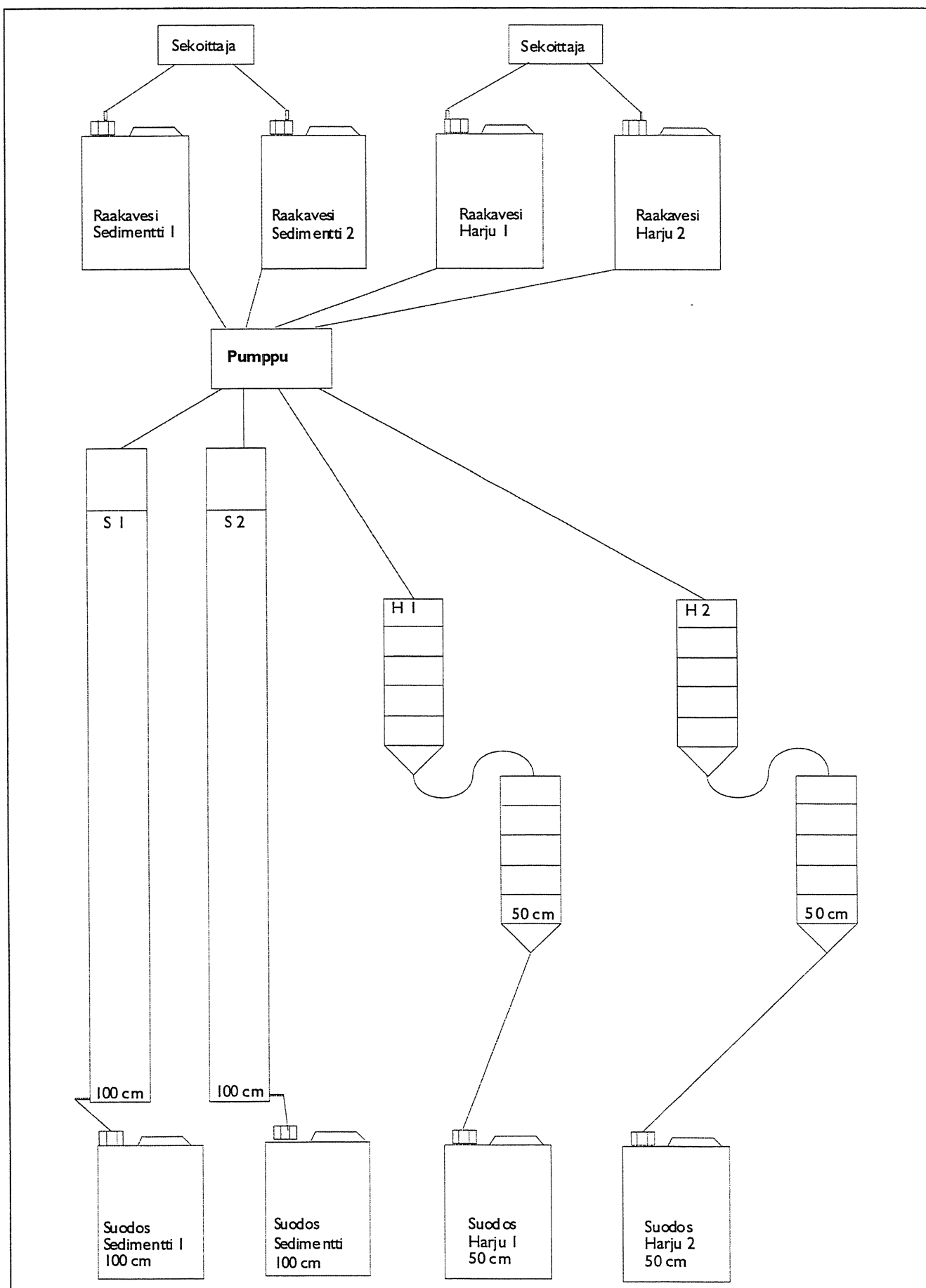
Patsaiden stabiloinnin jälkeen aloitettiin sinilevävalutuskokeet. Sekä *Microcystis* 98- että *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -raakavesiä pumpattiin nopeudella 5 ml min⁻¹ sedimentti- ja harjupatsaiden läpi 9 - 14 päivää kuvan 7 mukaisella koejärjestelyllä. Koehuone oli pimeä ja sen lämpötila oli 14 ± 1 °C.

2.2 Raaka- ja suodosvesistä tehdyt määritykset

2.2.1 Mikrokystiini

Raakavesi- ja suodosnäytteiden mikrokystiinipitoisuus määritettiin polyklonaaliisiin vasta-aineisiin perustuvalla mikrokystiinin osoitusmenetelmällä (EnviroGard™ Microcystins Plate Kit, Millipore). Mikrotiitterilevyn kuoppiin on kiinnitetty mikrokystiinin vasta-aineita. Näytteiden mikrokystiinit sitoutuvat vasta-aineisiin, jonka jälkeen entsyymikonjugaatit sitoutuvat jäljelle jääneisiin vasta-aineisiin. Lisätty substraatti muuttuu entsyymikonjugaattien läsnäollessa siniseksi. Mikrokystiinipitoisuus on siis kääntäen verrannollinen testissä muodostuvaan värin määrään. Näytteiden pitoisuuksien tulee olla 0,1 - 1,6 μg l⁻¹, sillä tällä alueella pitoisuuksien absorbanssit muodostavat suoran.

Raakavesi- ja suodosnäytteitä otettiin 10 ml muoviputkeen. Raakavedestä otettiin liuenneiden toksiinien osuuden selvittämistä varten myös toinen 10 ml näyte, joka suodatettiin 0,45 μm lasikuitusuodattimen läpi. Samaa raakavesierää valutettiin kaksi tai kolme päivää ja myös näistä vanhentuneista raakavesistä otettiin 10 ml näytteitä sekä liukoisen että kokonaismikrokystiinipitoisuuden tutki-



Kuva 7. Kaavio *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeista.

mista varten. Näytteet pakastettiin -20 °C heti näytteenoton jälkeen. Määrityspäivänä näytteet sulatettiin ja 1 ml näytettä siirrettiin eppendorf -putkeen, joka jäädytettiin ja sulatettiin uudestaan. Sitten näytteitä pidettiin 15 min ultraäänihauteessa (Branson 5200). Ne näytteet, joita ei vielä ollut suodatettu, suodatettiin 0,45 µm ruiskusuodattimen (Gelman, Acrodisc) läpi partikkelien poistamiseksi. Mikrotiitterilevyn eri kuoppiin lisättiin 100 µl negatiivista kontrollia, mikrokystiini -standardiliuoksia ja näytteitä. Kaikki lisäykset tehtiin kahtena rinnakkaisena. Liuoksia sekoitettiin, levy peitettiin parafilmillä ja inkuboitiin pimeässä huoneessa 30 min ravistelijassa (200 rpm). Jokaiseen kuoppaan lisättiin 100 µl entsyymikonjugaattia monikanavapipetillä ja toistettiin sekoittaminen sekä inkubointi ravistelijassa. Sitten parafilmi poistettiin ja kuoppien liuokset kaadettiin pois. Mikrotiitterilevy huuhdeltiin huolellisesti vesijohtovedellä neljä kertaa. Tyhjennettyihin kuoppiin lisättiin monikanavapipetillä 100 µl substraattia, joka muuttui kiinnittyneiden entsyymikonjugaattien läsnäollessa siniseksi. Levyä inkuboitiin jälleen 30 min ravistelijassa. Sitten kuoppiin lisättiin 100 µl lopetusliuosta, joka muutti sinisen värin keltaiseksi. Värin voimakkuus mitattiin 30 min kuluessa lopetusliuoksen lisäämisestä Elisa -lukulaitteella (Dynatech MR 1200) 450 nm aallonpituudella. Näytteiden ja kontrollien absorbansseista laskettiin %B₀ -arvot:

$$\%B_0 = \frac{\text{rinnakkaisten näytteiden keskiarvo} \cdot 100}{\text{negatiivisten kontrollien keskiarvo}} \quad (\text{kaava 1})$$

Puolilogaritmiasteikolle piirrettiin kalibrointisuora mikrokystiini LR -standardiliuosten %B₀ -arvoilla tunnettujen pitoisuuksien (0,1, 0,4 ja 1,6 µg l⁻¹) funktiona. Näytteiden %B₀ -arvoja verrattiin kalibrointisuoraan, jolloin saatiin selville näytteiden pitoisuudet. Jos pitoisuus oli suurempi kuin 1,6 µg l⁻¹, näyte laimennettiin ja määritettiin uudestaan. Jos pitoisuus oli pienempi kuin 0,1 µg l⁻¹, näyte väkevöitiin haihduttamalla ja määritettiin uudestaan.

2.2.2 Biomassa

Raakavesi- ja suodosnäytteistä laskettiin sinileväsolujen lukumäärä tai pituus ja tulos muutettiin biomassaksi. Näytteitä otettiin 50 ml lasipulloihin, joihin lisättiin 0,125 ml Lugolin liuosta. Näytteet säilytettiin pimeässä 4 °C:ssa ennen laskentaa. Sinileväsoluja laskeutettiin 10 ml:n laskeutuskvyeteillä vuorokausi. *Microcystis* 98 -raakavesinäytteet otettiin kokoomanäytteinä siten, että jokaisen patsaan raakavedestä otettiin yhtä paljon näytettä. Näkökentältä laskettava pinta-ala ja suurennus (256 * tai 400 *) valittiin siten, että yhdessä näkökentässä oli keskimäärin 20 solua. Näytteistä laskettiin yli 400 solua tai vähintään 40 näkökenttää. *Microcystis* 98 -näytteisiin lisättiin 1 - 2 pisaraa laimeaa pesuaineliuosta, joka edisti levien laskeutumista. *Anabaena* 90 -raakavesinäytteet laimennettiin 1:10. Tasaisemman laskeutumisen parantamiseksi rihmojen pituutta lyhennettiin pitämällä laimennettuja näytteitä viisi minuuttia ultraäänihauteessa (P Selecta Ultrasons). Soluja laskettiin vähintään 40 näkökentältä 500 x suurennuksella. Suodosnäytteiden *Anabaena* 90 -solut laskeutettiin sellaisenaan. Näytteistä laskettiin joko yli 400 solua tai vähintään 40 näkökenttää 500 x suurennuksella. *Anabaena* 90 -raakavesi- ja suodosnäytteisiin ei lisätty pesuaineliuosta, sillä levien havaittiin laskeutuvan tällöin epätasaisesti. *Oscillatoria* 18G -rihmat laskettiin arvioimalla näkökentässä olevien rihmojen pituus okulaarimittajan avulla. Jokaisesta näytteestä laskettiin rihmojen pituus 200 x suurennuksella yli 40 näkökentältä.

2.2.3 *a* klorofylli

Vesinäytteiden *a* klorofyllipitoisuus määritettiin standardin SFS 5772 (1993) mukaan. Raakavesiä suodatettiin imulaitteistolla Whatman GF/C (Ø 47 mm) suodattimien läpi molemmissa kokeissa 250 ml. *Microcystis* 98 -kokeessa suodosnäytteitä suodatettiin 250 ml, joka kerättiin ko. aamuna, kun taas *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa 1 000 ml:n suodosnäytteet otettiin yön aikana suotautuneesta vedestä. *Microcystis* 98 -kokeen raakavesinäytteet jouduttiin hylkäämään, sillä suodattimet taiteltiin kaksi kertaa vastakkain eikä *a* klorofylli uuttunut etanoliin. Suodosnäytteet pystyttiin mittaamaan, sillä suodattimet leikattiin pieniksi paloiksi, jolloin uuttuminen parani. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa suodattimet kierrettiin kevyesti rullalle standardin SFS 5772 (1993) mukaisesti. Näytteiden absorbanssit mitattiin Hitachi U-2000 spektrofotometrillä.

2.2.4 Kuivamassa

Whatman GF/C (Ø 47 mm) suodattimia kuivatettiin 105 °C:ssa, jonka jälkeen ne jäähdytettiin eksikaattorissa ja punnittiin. Raakavesiä suodatettiin molemmissa kokeissa imulaitteistolla suodattimien läpi 250 ml. *Microcystis* 98 -kokeessa suodosnäytteitä suodatettiin 250 ml, joka kerättiin ko. aamuna, kun taas *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa 1 000 ml:n suodosnäyte otettiin yön aikana suotautuneesta vedestä. Suodattimia levineen kuivatettiin lämpökaapissa 105 °C:ssa vähintään 1 h, jonka jälkeen niitä jäähdytettiin eksikaattorissa ja punnittiin.

2.2.5 Orgaaninen kokonaishiili

TOC määritettiin SFS-ISO 8245 standardin (1989) mukaan.

2.3 Sedimentistä ja harjusta tehdyt määritykset

2.3.1 Mikrokystiini

Muoviputkiin otettiin 10 g tuoremassaa sedimentti- ja harjunäytteitä, jotka pakastettiin -20 °C. Esikäsittelyssä näytteet sulatettiin ja sentrifugiputkiin punnittiin 2 g näytettä, jonka jälkeen lisättiin 8 ml tislattua vettä. Näytteet sekoitettiin ja pakastettiin. Sulatus ja jäädytys toistettiin. Näytteet sulatettiin jälleen ja pidettiin 15 min ultraäänihäuteessa (Branson 5200). Tämän jälkeen näytteet sentrifugoitiin 15 min 1660 rpm. Esikäsittelyllä pyrittiin rikkomaan näytteen solut ja saamaan kaikki toksiinit liukoiseen muotoon. Määritystä varten eppendorf -putkiin suodatettiin 1 ml supernatanttia 0,45 µm ruiskusuodattimen läpi. Tätä liuosta käytettiin joko samana päivänä mikrokystiinipitoisuuden määrittämiseen tai pakastettiin -20 °C. Mikrokystiinipitoisuus määritettiin samalla menetelmällä kuin vesinäytteiden mikrokystiinipitoisuus.

2.3.2 *a* klorofylli

Sedimentti- ja harjunäytteiden *a* klorofyllipitoisuudet määritettiin modifioidun standardin SFS 5772 (1993) mukaan. Sentrifugiputkiin punnittiin 3 g näytteitä ja lisättiin 8 ml 90 % etanolia. Näytteitä kuumennettiin viisi minuuttia 75 °C vesi-

hauteessa, jonka jälkeen niitä pidettiin ultraäänihauteessa (Branson 5200) 5 - 10 min 24 °C. Näytteet selkeytettiin sentrifugoimalla 10 - 15 min 5 000 - 6 000 rpm. Supernatantti, johon *a* klorofylli oli uuttunut, suodatettiin 0,2 µm huokoskoon kalvon läpi. Näytteiden absorbanssit mitattiin Hitachi U-2000 spektrofotometrillä. Sameuden aiheuttama virhe korjattiin vähentämällä 665 nm absorbanssilukemasta 750 nm absorbanssi.

2.3.3 Adenosiinitrifosfaatti

Adenosiinitrifosfaattipitoisuus eli ATP on yksi maaperän elävän mikrobibiomasan indikaattori. Määritys perustuu lusiferaasientsyymiin, joka muuttaa ATP:n energian näkyväksi ja mitattavaksi valoksi. Tässä tutkimuksessa käytetty menetelmä ja laitteisto on kuvattu Vanhalan ja Ahtiaisen (1994) julkaisussa. Sedimentti- ja harjunäytteitä, joista poistettiin näkyvät kasvien osat ja juuret, punnittiin tässä tutkimuksessa 10 g muoviputkiin, jotka pakastettiin -20 °C. Määrittämistä edeltävänä päivänä näytteet vietiin kylmiöön 4 °C. Koska joidenkin tutkijoiden mukaan (esim. Arnebrant ja Bååth 1991) näytteiden ATP -pitoisuus vähenee pakastettaessa, määritettiin toisen kokeen luonnontilaiset näytteet sekä + 4 °C:ssa että -20 °C:ssa säilytetyistä näytteistä (tuloksia ei esitetty). Eri säilytyslämpötiloilla ei havaittu olleen vaikutusta ATP -pitoisuuteen.

2.3.4 Entsyymiaktiivisuus

Entsyymiaktiivisuutta tutkittiin Api Zym (Bio Merieux) semikvantitatiivisella mikrometodilla, joka on 19 eri entsyymiin aktiivisuutta mittaava testi. Api Zym-menetelmä ei vastaa spektrofotometrinen menetelmien tarkkuutta, mutta sillä saadaan nopeasti kattava kuvaus näytteen entsyymiaktiivisuudesta. Api Zym testiliuskassa on kontrollitasku ja mikrotaskuja, joissa on puskuroituja liukenemattomia substraatteja. Entsyymitoiminnan seurauksena substraatti hajoaa ja reagenssien lisäyksen jälkeen muodostuu värejä.

Sedimentti- ja harjunäytteitä punnittiin 2 g tuoremassaa sentrifugiputkiin, joihin lisättiin 8 ml tislattua vettä. Näytteet ravisteltiin ja sentrifugoitiin viisi minuuttia 1660 rpm. Jokaiseen testiliuskan kaivoon lisättiin 65 µl supernatanttia. Testiliuskaa inkuboitiin pimeässä 20 h 20 °C. Zym A- ja Zym B- reagenssien lisäyksen jälkeen liuskoja pidettiin valossa ja verrattiin kehittyneen värin voimakkuutta viittä eri entsyymipitoisuutta vastaavaan värikartan värisävyyn.

2.3.5 Vesipitoisuus ja hehkutushäviö

Vesipitoisuuden määrittämistä varten punnittiin näytteiden tuoremassa, jonka jälkeen näytteet kuivatettiin 105 °C:ssa yön yli. Kuivia näytteitä jäähdytettiin eksikaattorissa ennen punnitusta. Vesipitoisuus (*w*) laskettiin seuraavasti (Rantamäki ym. 1992):

$$w (\%) = m_w / m_d * 100 \quad (\text{kaava 2})$$

m_w = maanäytteen sisältämän veden massa
 m_d = kuivan maanäytteen massa

Hehkutushäviön määrittämistä varten näytteet seulottiin 2 mm seulan läpi. Seulotut näytteet (8 - 15 g) kuivatettiin ensin 105 °C:ssa ja hehkutettiin sitten 1 h 800 °C:ssa. Hehkutetut näytteet jäähdytettiin eksikaattorissa ennen punnitusta.

2.3.6 Raekokojakautuma ja maalaji

Raekokojakautuma määritettiin kuivaseulonnalla ja sedigraph -laitteella (Micromeritics, SediGraph 5100). Yön yli 105 °C:ssa kuivatettuja näytteitä punnittiin ja kaadettiin seulasarjalle. Seulasarjassa käytettiin 16 mm, 8 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,125 mm ja 0,063 mm seuloja, joille jäänyt aines punnittiin. Kiinnittyneet partikkelit erotettiin toisistaan huumareissa. Hienorakeisen aineen, joka läpäisi 0,125 mm seulan, raekokojakautuma määritettiin sedigraph -laitteella. Määrittäminen perustuu partikkelien laskeutumisnopeuteen nesteessä, jossa sedimentoitava ainemäärä mitataan röntgensäteilyn avulla. Orgaaninen aine poltettiin pois 30 % vetyperoksidilla (H_2O_2), jos näytteen hehkutushäviö oli 2 - 20 %. Hienorakeisen aineen raekokoa ei määritetty ollenkaan, jos näytteen hehkutushäviö oli yli 20 %. Jos hehkutushäviö oli 2 - 5 %, näytteeseen (3 g) lisättiin 10 ml erissä yhteensä 20 ml H_2O_2 :a. Seosta kuumennettiin 1 l dekanterilasissa 75 °C vesihuuteessa välillä sekoittaen. Jos näytteen hehkutushäviö oli 5 - 10 %, lisättiin vetyperoksidia 30 ml, ja jos se oli 10 - 20 %, lisättiin vetyperoksidia 40 ml. Jäähdytyksiin näytteisiin lisättiin 5 ml 2 M suolahappoa (HCl) ja 90 ml tislattua vettä. Sekoituksen jälkeen dekanterilasi täytettiin tislatulla vedellä ja annettiin kirkastua. Vesi poistettiin alipaineen avulla ja toistettiin suolahappolisäys sekä laskeutus. Vesi poistettiin kuten edellä ja näyte huuhdottiin kvantitatiivisesti 100 ml dekanterilasiin. Hienorakeisen aineen sedimentoiduttua vesi poistettiin dekanterilasista ja näyte käsiteltiin samoin kuin näytteet, joiden hehkutushäviö oli alle 2 %. Jos hehkutushäviö oli alle 2 %, näytettä punnittiin 3 g dekanterilasiin, johon lisättiin 25 ml 0,05 M natriumpyrofosfaattiliuosta ($Na_4P_2O_7 \cdot H_2O$). Näytettä sekoitettiin ultraäänihuuteessa neljä minuuttia, jonka jälkeen näyte huuhdeltiin 25 ml:lla natriumpyrofosfaattiliuosta sedigraph -laitteeseen.

Seulonta- ja sedigrafitulokset yhdistettiin maalajien nimeämistä varten. Nimeämisessä käytettiin geoteknistä maaluokitusta (Rantamäki ym. 1992). Raekokojakautuman avulla jokaisesta näytteestä saatiin selville saven, siltin, hiekan ja soran lajitepitoisuudet. Hienoaine on saven ja siltin osuus painoprosentteina koko näytteestä. Maalajin nimeämisessä otettiin huomioon myös hehkutushäviö.

2.3.7 Vedenläpäisevyys

Vedenläpäisevyyden määrittämisessä käytettiin vakiopainemenetelmää ja ns. norjalaista jäykkäseinäistä selliä, joka on 10 cm halkaisijaltaan leveä läpinäkyvä muovisylinteri. Selliin taputeltiin noin 4 cm paksu kerros näytettä. Sen ylä- ja alapuolelle levitettiin suodatinhiekkakerrokset. Näytteen sekoittuminen suodatinhiekkään estettiin suodatinpinta-alueella. Seuraavaksi patsas täytettiin vedellä ja ilmakuplat poistettiin sylinterin yläosassa olevan letkun kautta. Patsaaseen syötettiin ilmastettua vettä niin kauan kunnes saavutettiin vakiopaine. Tämän jälkeen patsaan yläosaan kiinnittyvään letkuun pumpattiin vettä ja mitattiin näytteen läpi suodattuvan veden nopeus ja painekorkeus. Vedenläpäisevyys (k) laskettiin seuraavalla kaavalla (Rantamäki ym. 1992):

$$k = (Q \cdot h) / (A \cdot t \cdot H) \quad (\text{kaava 3})$$

- Q = näytteen läpi ajassa t virranneen veden tilavuus
h = näytteen korkeus
A = näytteen pinta-ala
t = havainnointiaika
H = painekorkeus

Vedenläpäisevyys määritettiin kaikista muista luonnontilaisista näytteistä paitsi 0 - 5 cm harjunäytteistä. Sedimentin vedenläpäisevyys määritettiin ensimmäisen ja toisen kokeen yhdistetyistä näytteistä. Myös harjun 25 - 40 cm ja 40 - 50 cm kerrokset yhdistettiin, mutta näiden kerrosten vedenläpäisevyys määritettiin erikseen ensimmäisestä ja toisesta kokeesta. Näytteet yhdistettiin raekokojakautuman perusteella.

2.3.8 Kiintotiheys

Maalajin kiintotiheydellä tarkoitetaan kuivan kiinteän maa-aineen tiheyttä eli tilavuusyksikön massaa. Kivennäismaalajien kiintotiheytenä voidaan käyttää Suomessa yleensä $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ ja orgaanisen aineen keskimääräisenä kiintotiheytenä $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ (Rantamäki ym. 1992), mutta koska harjujen pintakerros sisälsi sekä kivennäismaalajeja että orgaanista ainetta, kiintotiheys määritettiin pyknometrillä vedessäpunnitus-menetelmällä. Näytteet seulottiin 4 mm seulan läpi ja pyknometriin punnittiin 5 - 10 g 105°C :ssa kuivatettua näytettä. Koska näytteitä ei säilytetty eksikaattorissa, ilmankosteus voi aiheuttaa virhettä. Toisaalta suurimmat virheet tulevat yleensä siitä, etteivät kaikki ilmakuplat poistu pyknometristä. Tämän jälkeen pyknometriin lisättiin keitettyä vettä niin paljon, että näyte peittyi veden alle. Pyknometri asetettiin alipaineeseen niin kauaksi aikaa, ettei näytteestä noussut enää ilmakuplia. Tämän jälkeen se täytettiin melkein kokonaan vedellä ja annettiin olla huoneenlämpöisessä vesihauteessa yön yli. Seuraavana aamuna pyknometriin lisättiin korkki, jolloin pyknometri täyttyi kokonaan vedellä. Pyknometri punnittiin ja näytteen kiintotiheys (ρ_s) laskettiin seuraavalla kaavalla (Rantamäki ym. 1992):

$$\rho_s = G_d / (G_d - G') \cdot \rho_{wT} \quad (\text{kaava 4})$$

G_d = kuivaan näytteeseen kohdistuva painovoima

G' = veteen upotettuun näytteeseen kohdistuva painovoima

ρ_{wT} = veden tiheys tutkimuslämpötilassa

2.3.9 pH

Määrittäessä uutettiin 5 g 2 mm seulan läpäissyttä näytettä 50 ml:aan ionivaihdettua vettä ja uutettiin 24 h ravistelijassa (200 rpm). Tämän jälkeen pH mitattiin suoraan liuoksesta.

2.3.10 Merkkiainekoe

Päijännetunnelin veden valutuksen aikana määritettiin sekä sedimentti- että harjupatsaiden veden viipymä NaCl-merkkiainekokeella. Ensimmäisessä kokeessa sekä sedimentti- että harjupatsaille käytettiin merisuolaa, jonka pitoisuus oli 10 g l^{-1} . Suolaliuosta valutettiin 45 min, jonka jälkeen valutusta jatkettiin Päijännetunnelin vedellä. Toisen kokeen sedimenttipatsaissa merkkiaineena käytettiin puhdasta NaCl:a. Harjupatsaiden merkkiainekokeessa suolaliuoksen pitoisuus oli 5 g l^{-1} ja sitä valutettiin 55 min. Kaikissa merkkiainekokeissa suodoksen sähköjohtokyky mitattiin 20 minuutin välein viiden minuutin aikana suotautuneesta näytteestä ja valutusnopeutena käytettiin 5 ml min^{-1} . Suurimman suodosveden sähköjohtokyvyn katsottiin edustavan alkuperäistä suolaliuosta ja tästä pääteltiin veden viipymä patsaissa (Carlsson ym. 1992).

2.3.11 Harjupatsaiden kyllästysaste

Harjupatsaiden kyllästysaste (S_r) eli veden täyttämän huokostilavuuden osuus kokonaishuokostilavuudesta selvitettiin maa-analyysien tulosten ja seuraavien Rantamäen ym. (1992) esittämien kaavojen avulla:

$$S_r (\%) = V_w / (V_i + V_w) * 100 \quad (\text{kaava 5})$$

$$V_i = V - V_w - (m / \rho_s) \quad (\text{kaava 6})$$

V_i = Ilman huokostilavuus

V = kokonaistilavuus

V_w = sylinterissä olevan veden tilavuus

m = sylinteriin pakatun maan kuivamassa

2.4 Tilastollinen käsittely

Eri määritysten tulosten välisiä yhteyksiä laskettiin Spearmanin järjestyskorrelaatioanalyysillä. Laskemisessa otettiin huomioon sidokset ja merkitsevyys katsottiin R_s -taulukosta (Ranta ym. 1992).

3.1 Raaka- ja suodosvesien laatu

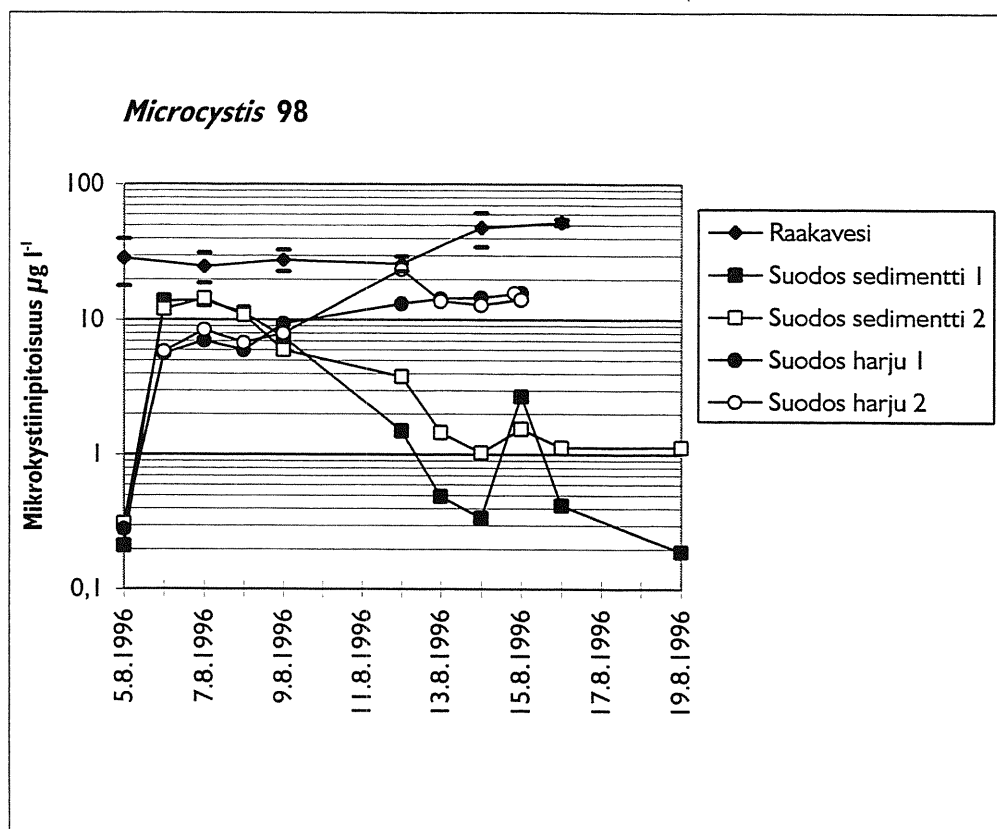
Microcystis 98 -kokeessa raakavesien keskimääräinen mikrokystiinipitoisuus oli $32,9 \pm 21,9 \mu\text{g l}^{-1}$ (95 % todennäköisyys) (taulukko 8, kuva 8). Liukoisen mikrokystiinin osuus uusien raakavesien kokonaismikrokystiinipitoisuudesta laski kokeen edetessä 73 %:sta 6 %:iin (taulukko 8). Joistakin näytteistä tutkittiin myös kaksi ja kolme päivää vanhojen raakavesien mikrokystiinipitoisuudet. Raakavesien mikrokystiinipitoisuus vaihteli kahden ja kolmen päivän kuluttua keskimäärin 11 % valmistuspäivän pitoisuudesta, mutta liukoisen mikrokystiinin osuus kasvoi kaikissa vanhoissa raakavesissä yli 90 %:iin.

Taulukko 8. Raakaveden mikrokystiinipitoisuus *Microcystis* 98 -kokeessa.

Raakavesi	Kokonaismikrokystiini			Liukoinen mikrokystiini			Liukoisen osuus %
	$\mu\text{g l}^{-1}$	CV%	N	$\mu\text{g l}^{-1}$	CV%	N	
5.8.1996	28,65	19	4	20,11	34	4	73
7.8.1996	24,90	12	4	16,01	49	4	62
9.8.1996	27,70	9	4	8,94	62	4	32
12.8.1996	25,99	6	4	3,36	58	4	13
14.8.1996	47,69	14	4	5,53	24	4	12
16.8.1996	52,19	2	2	3,25	56	2	6

Microcystis 98 -kokeessa ensimmäiset suodosnäytteet otettiin 5,5 h kuluttua raakaveden pumppaamisen aloittamisesta. Mikrokystiinipitoisuus oli tuolloin 2 %:a seuraavan päivän sedimenttipatsaiden suodosten ja 5 %:a harjupatsaiden suodosten mikrokystiinipitoisuudesta (kuva 8). Harju 2 -patsaan suodoksen mikrokystiinipitoisuus oli korkeampi seitsemäntenä päivänä kuin harju 1-patsaan. Syynä tähän saattaa olla edellisenä päivänä sattunut raakaveden 12 h pumppauskatko harju 2 -patsaassa. Syytä sedimentti 1 -patsaan suodoksen korkeaan pitoisuuteen kymmenentenä koepäivänä ei tiedetä. Toisella koeviikolla letkuihin ilmaantui rautabakteerisaostumia, jotka ajoittain estivät suodosveden valumista keräysastiaan. Rautabakteereja esiintyi myös *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen aikana, mutta tässä kokeessa letkut puhdistettiin päivittäin sakasta hieromalla letkuja niin, että sakka poistui keräysastiaan. Harjupatsaiden koe jouduttiin keskeyttämään 4 päivää aikaisemmin kuin oli suunniteltu, sillä molemmat harjut tukkeutuivat.

Anabaena 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa raakavesien keskimääräinen mikrokystiinipitoisuus oli $29,3 \pm 16,5 \mu\text{g l}^{-1}$ (taulukko 9, kuva 9). Suurin osa mikrokystiineistä oli liukoisessa muodossa jo uusissa raakavesissä (taulukko 9). Myös tässä kokeessa tutkittiin joidenkin vanhojen raakavesien mikrokystiinipitoisuus. Tässäkin kokeessa havaittiin raakaveden liukoisen mikrokystiinin osuuden kasvavan ja sinileväsoluihin pidäytyneen mikrokystiinin määrän vähenevän raakavesien vanhentuessa.

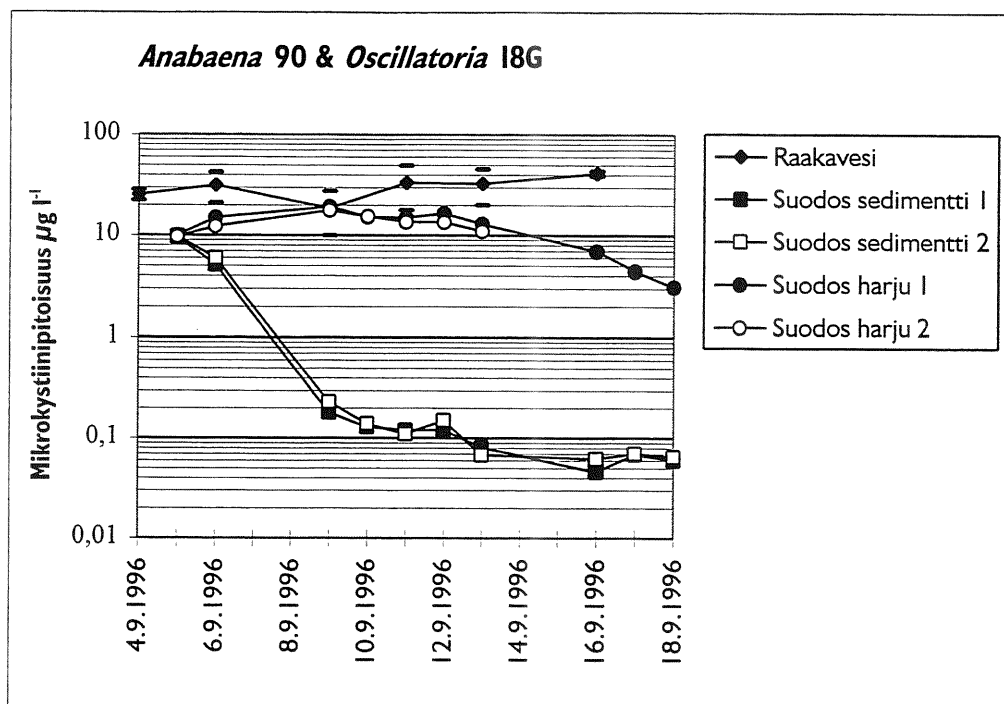


Kuva 8. Mikrokystiiniipitoisuus raakavedessä sekä sedimentti- ja harjupatsaiden suodoksissa *Microcystis 98* -kokeessa. Palkit kuvaavat raakaveden mikrokystiiniipitoisuutta 95 % todennäköisyydellä.

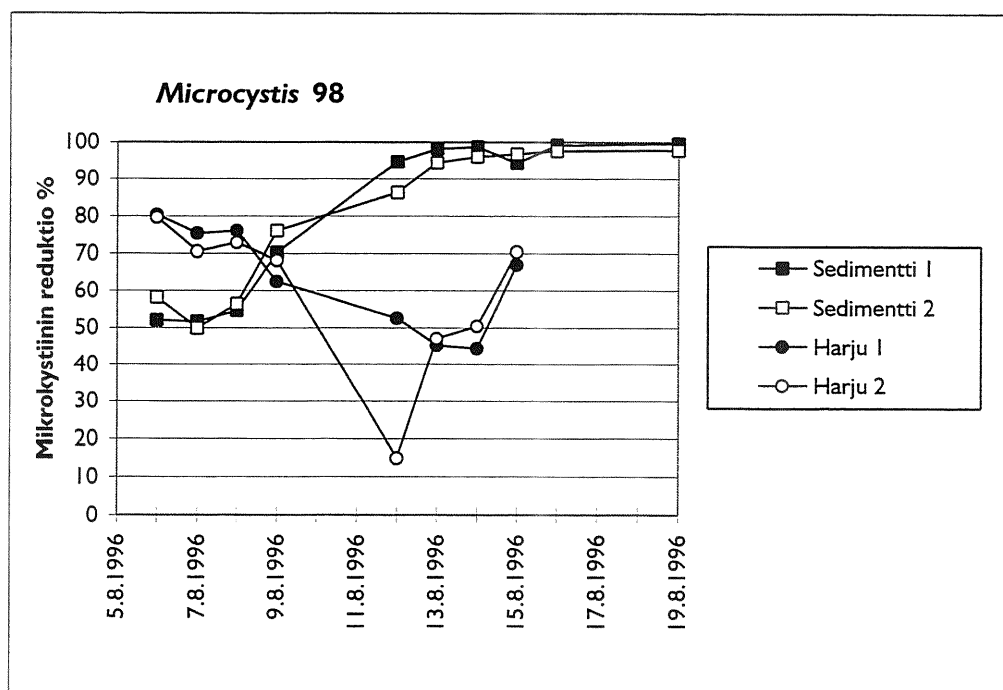
Taulukko 9. Raakavesien mikrokystiiniipitoisuus *Anabaena 90* & *Oscillatoria 18G* -kokeessa.

Raakavesi	Kokonaismikrokystiini			Liukoinen mikrokystiini			Liukoisen osuus %
	$\mu\text{g l}^{-1}$	CV %	N	$\mu\text{g l}^{-1}$	CV %	N	
4.9.1996	25,15	6	4	23,23	17	3	90
6.9.1996	31,45	17	4	23,95	19	4	79
9.9.1996	18,59	23	4	18,25	27	4	100
11.9.1996	33,47	23	4	29,73	22	4	90
13.9.1996	32,77	20	3	28,76	45	3	88
16.9.1996	41,35	3	2	24,54		1	61

Anabaena 90 & *Oscillatoria 18G* -kokeessa rinnakkaisten sedimentti- ja harjupatsaiden suodosten mikrokystiiniipitoisuudet olivat hyvin samanlaisia (kuva 9). Tässä kokeessa pumppauksessa ei ilmennyt ongelmia ja ainoastaan harju 2 -patsas tukkeutui niin, että se jouduttiin purkamaan ennen suunniteltua kokeen lopettamista.



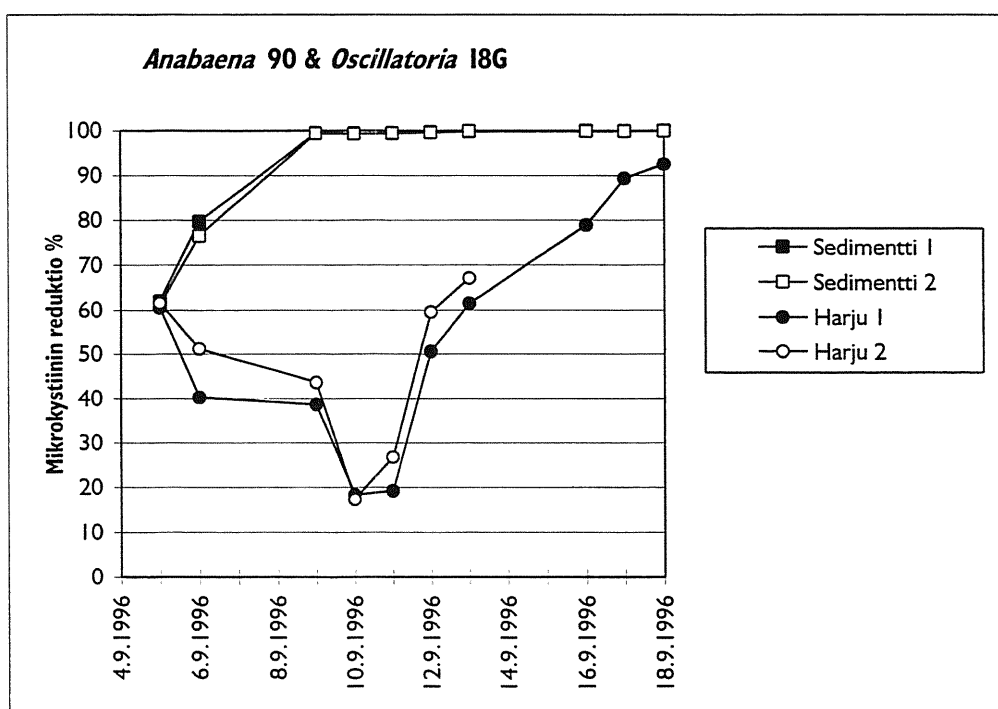
Kuva 9. Mikrokystiiniipitoisuus raakavesissä sekä sedimentti- ja harjupatsaiden suodoksissa *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa. Palkit kuvaavat raakaveden mikrokystiiniipitoisuutta 95 % todennäköisyydellä.



Kuva 10. Mikrokystiinin reduktio *Microcystis* 98 -kokeessa.

Microcystis 98 -kokeessa harjupatsaat pystyivät vähentämään mikrokystiiniä sedimenttipatsaita tehokkaammin kolmena ensimmäisenä päivänä, mutta sen jälkeen sedimenttipatsaat vähensivät mikrokystiiniä huomattavasti tehokkaammin kuin harjupatsaat (kuva 10). Sedimenttipatsaiden reduktio oli yli 90 % kahdeksan päivän kuluttua kokeen aloittamisesta, kun taas harjupatsaat ylsivät vain lähes 70 % reduktioon 10 päivän kuluttua (niiden viimeisenä koepäivänä).

Anabaena 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa sedimenttipatsaat vähensivät mikrokystiiniä tehokkaammin kuin harjupatsaat jo kahden päivän kuluttua raakaveden valutuksen aloittamisesta (kuva 11). Sedimenttipatsaiden reduktio oli viidentenä päivänä yli 99 %. Tehokkuus on saattanut olla suuri jo 7. - 8.9.1996, mutta reduktioita ei tiedetä, sillä näytteitä ei otettu viikonloppuisin. Harjupatsaiden mikrokystiinin poistotehokkuus heikkeni aluksi noin 60 %:sta alle 20 %:iin kuuden päivän aikana, mutta alkoi tämän jälkeen parantua ja yhdeksän päivän kuluttua reduktio oli jälleen yli 60 %:a. Viimeisenä koepäivänä (14 d) harju 1 -patsas saavutti 92,5 % reduktion.



Kuva 11. Mikrokystiinin reduktio *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa.

Taulukko 10. *Microcystis* 98 -kokeen raakavesierien kuivamassat.

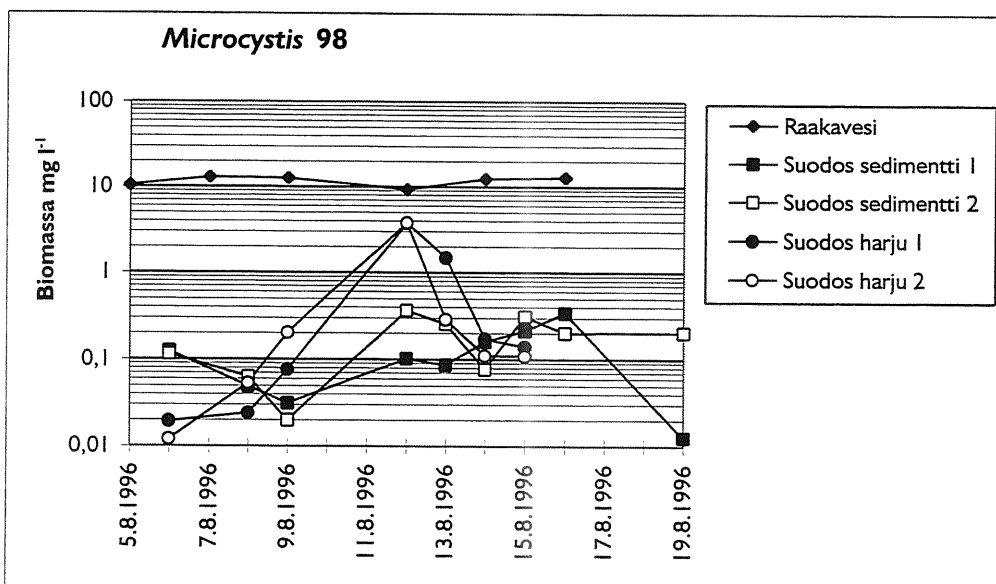
Raakavesi	Kuivamassa mg l ⁻¹	CV %	N
5.8.1996	4,19	6	4
7.8.1996	4,60	11	4
9.8.1996	4,50	15	4
12.8.1996	3,60	16	4
14.8.1996	5,40	4	4
16.8.1996	6,40	9	2

Microcystis 98 -kokeessa raakavesien keskimääräinen biomassa oli 12 mg l⁻¹ (CV = 13 %) (kuva 12). Raakavesien kuivamassa oli puolestaan 4,6 ± 1,83 mg l⁻¹ (taulukko 10). *Microcystis* 98 -biomassan vesipitoisuudeksi saatiin ainoastaan 59 %. Virhettä on voinut tulla biomassan määrittelyn epätarkkuudesta ja solujen halkaisijan mittaamisesta. Laskemisessa myös oletettiin sinilevien tiheyden olevan samanlainen kuin veden tiheyden.

Biomassan ja kuivamassan reduktio oli tehokasta *Microcystis* 98 -kokeessa (taulukko 11). Kuivamassan reduktiot ovat liiankin lupaavia, sillä määrittelyyn otettiin vain 250 ml suodosvettä, mikä oli ilmeisesti liian vähän riittävään tarkkuuteen nähden.

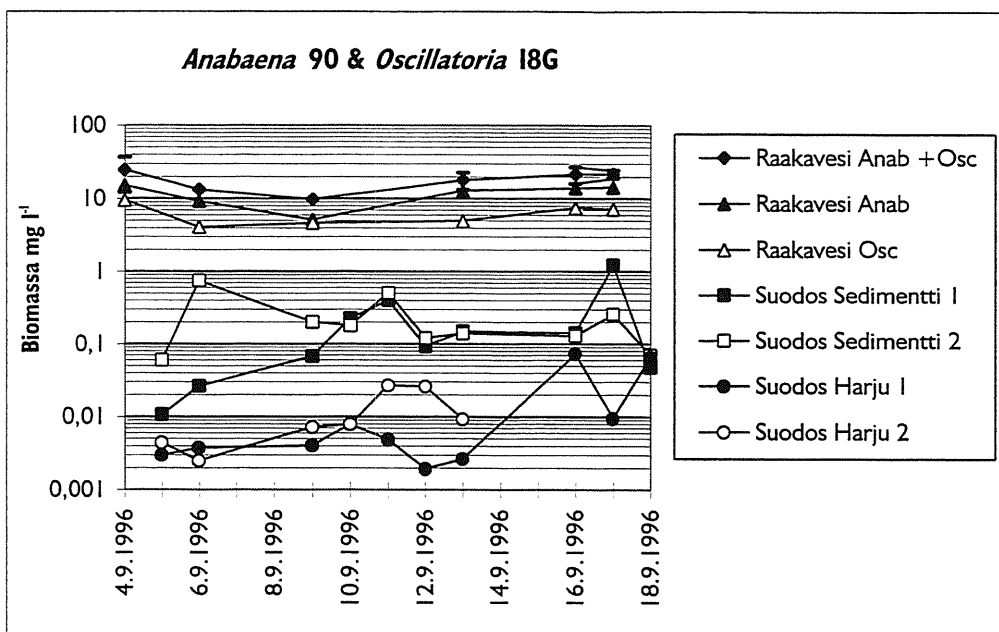
Taulukko 11. Biomassan ja kuivamassan reduktiot viimeisinä koepäivinä sedimentti- ja harjupatsaiden suodoksissa *Microcystis* 98 -kokeessa.

Reduktio	Sed 1	Sed 2	Harju 1	Harju 2
Biomassa %	99,9	98,4	98,9	99,1
Kuivamassa %	100	100	100	92,6

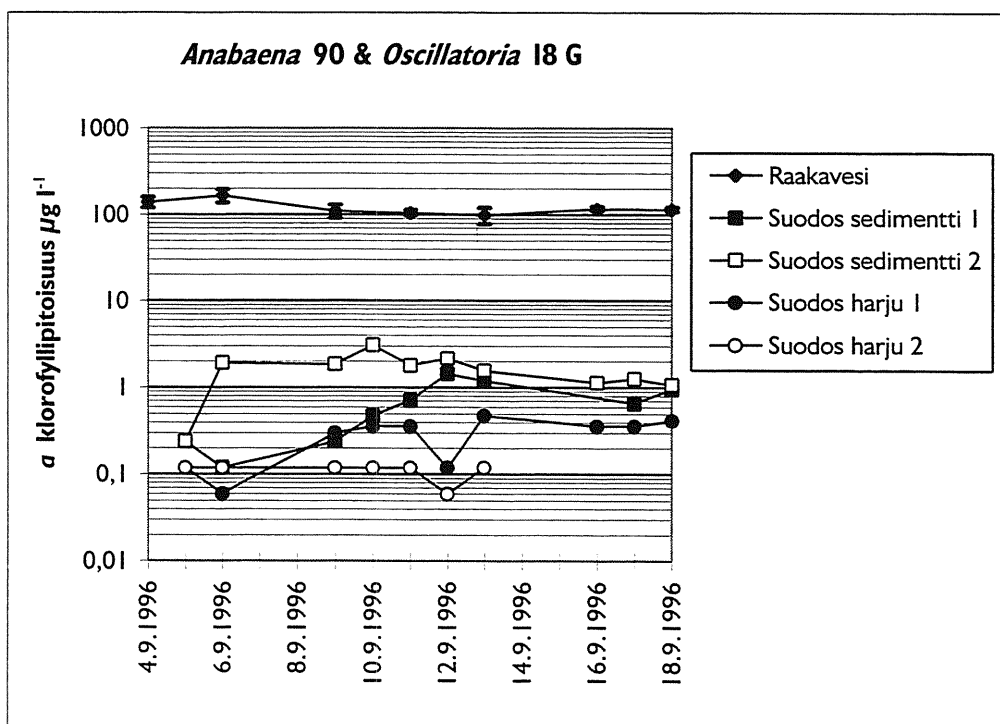


Kuva 12. Sinilevien biomassa raaka- ja suodosvesissä *Microcystis* 98 -kokeessa ajan funktiona.

Anabaena 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa raakaveden keskimääräinen biomassa oli 21 mg l⁻¹ (kuva 13). Biomassa vaihteli kokeen aikana 19 % ja se määritettiin melkein aina erikseen jokaisen patsaan raakavedestä. *Anabaena* 90 -solujen biomassa oli keskimäärin 14 mg l⁻¹ (CV = 20 %). *Oscillatoria* 18G -biomassa oli kokeen aikana puolestaan 7 mg l⁻¹ (CV = 29 %). Sekä *Anabaena* 90- ja *Oscillatoria* 18G -biomassan vaihtelua kasvatti se, että *Oscillatoria* 18G -sinileviä lisättiin tarkoitukseksi yli 40 % 9.9. ja 11.9 1996, sillä tuolloin *Anabaena* 90 -sinilevät olivat kasvaneet odotettua hitaammin, eikä niiden kuivamassasta saatu haluttua 60 %:a raakaveen. Raakaveden keskimääräinen kuivamassa oli 7,9 ± 2,7 mg l⁻¹ (taulukko 12). Biomassan vesipitoisuudeksi saatiin 61 %. Raakaveden *a* klorofyllipitoisuus oli kokeen aikana 120 ± 48 µg l⁻¹ (kuva 14).



Kuva 13. Sinilevien biomassa raaka- ja suodosvesissä *Anabaena 90* & *Oscillatoria 18G* -kokeessa ajan funktiona. Palkit kuvaavat raakaveden kokonaisbiomassaa 95 % todennäköisyydellä.



Kuva 14. Raakaveden ja suodosten a klorofyllipitoisuus *Anabaena 90* & *Oscillatoria 18G* -kokeessa ajan funktiona. Palkit kuvaavat raakaveden a klorofyllipitoisuutta 95 % todennäköisyydellä.

Taulukko 12. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen raakavesierien kuivamassat.

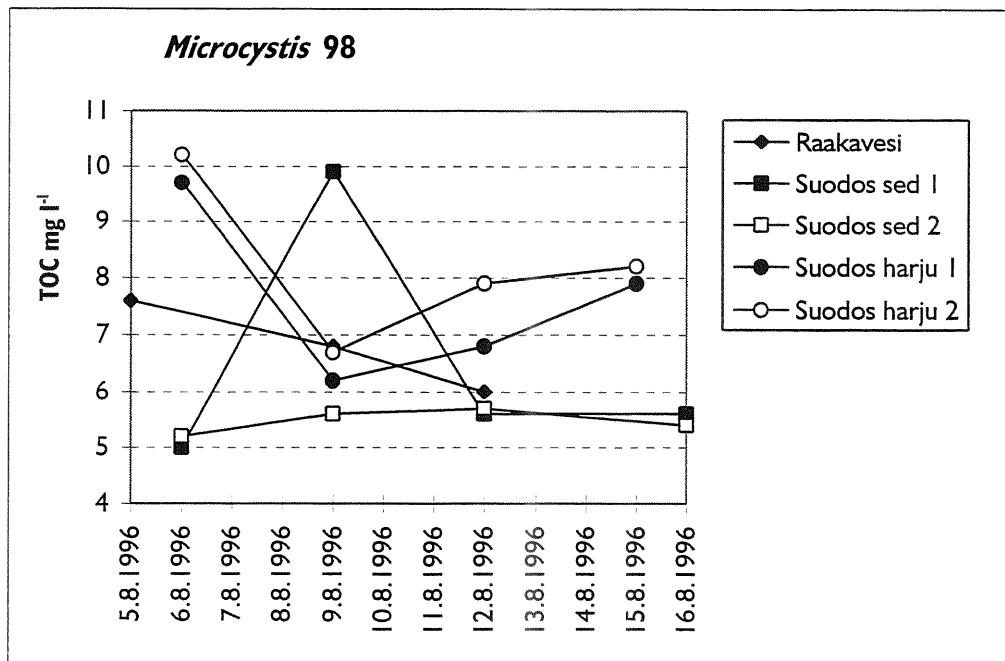
Raakavesi	Kuivamassa mg l ⁻¹	CV %	N
4.9.1996	8,10	5	4
6.9.1996	9,80	5	4
9.9.1996	6,50	6	4
11.9.1996	7,10	3	4
13.9.1996	6,67	9	3
16.9.1996	9,33	2	3

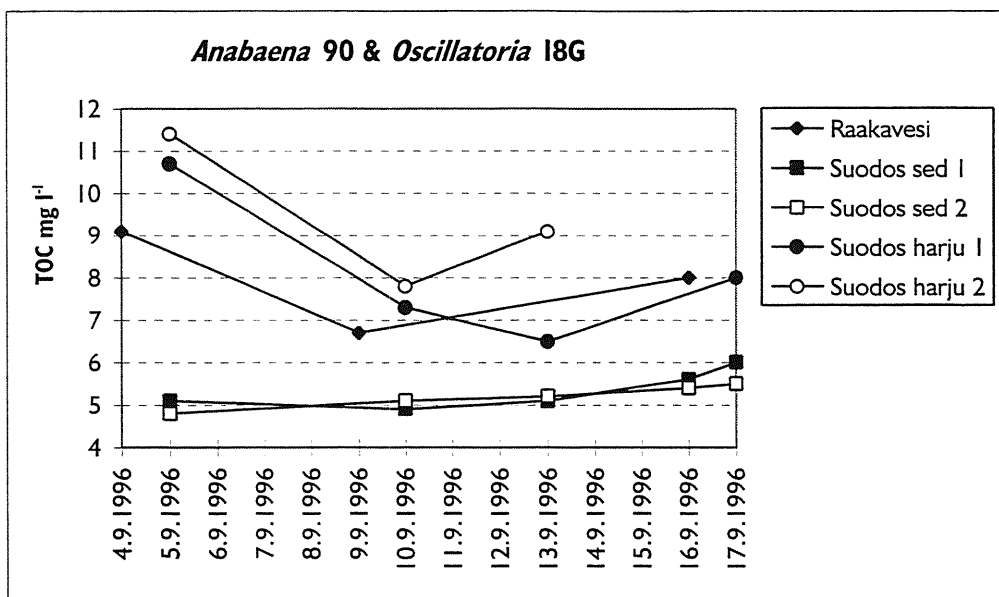
Biomassan, kuivamassan ja *a* klorofyllipitoisuuden reduktio oli tehokasta myös *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa (taulukko 13). Suodosnäytteiden kuivamassa määritettiin tässä kokeessa yön aikana suotautuneesta 1 000 ml näytteestä. Suodattimille jäi sinilevien lisäksi muutakin ainetta, sillä esimerkiksi harjujen suodattimet värjäntyivät usein ruskeiksi. Sedimenttipatsaiden suodoksiin tuli sini-levien lisäksi myös rautabakteerisaostumia.

Taulukko 13. Biomassan, kuivamassan ja *a* klorofyllipitoisuuden reduktio viimeisinä koepäivinä sedimentti- ja harjupatsaiden suodoksissa *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa.

Reduktio	Sed 1	Sed 2	Harju 1	Harju 2
Biomassa %	99,8	99,6	99,7	99,9
Kuivamassa %	94,8	94,6	91,3	84,7
<i>a</i> klorofylli %	99,2	99,1	99,6	99,9

Microcystis 98 -kokeen raakaveden orgaanisen hiilen pitoisuus oli $6,8 \pm 1,6$ mg l⁻¹ (kuva 15). Orgaanisen hiilen pitoisuus oli sedimenttipatsaiden suodoksissa yleensä pienempi kuin raakavedessä, kun taas harjupatsaiden suodoksien pitoisuus oli jopa suurempi kuin raakavedessä.

Kuva 15. Orgaanisen hiilen pitoisuus raaka- ja suodosvesissä *Microcystis* 98 -kokeessa ajan funktiona.



Kuva 16. Orgaanisen hiilen pitoisuus raaka- ja suodosvesissä *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa ajan funktiona.

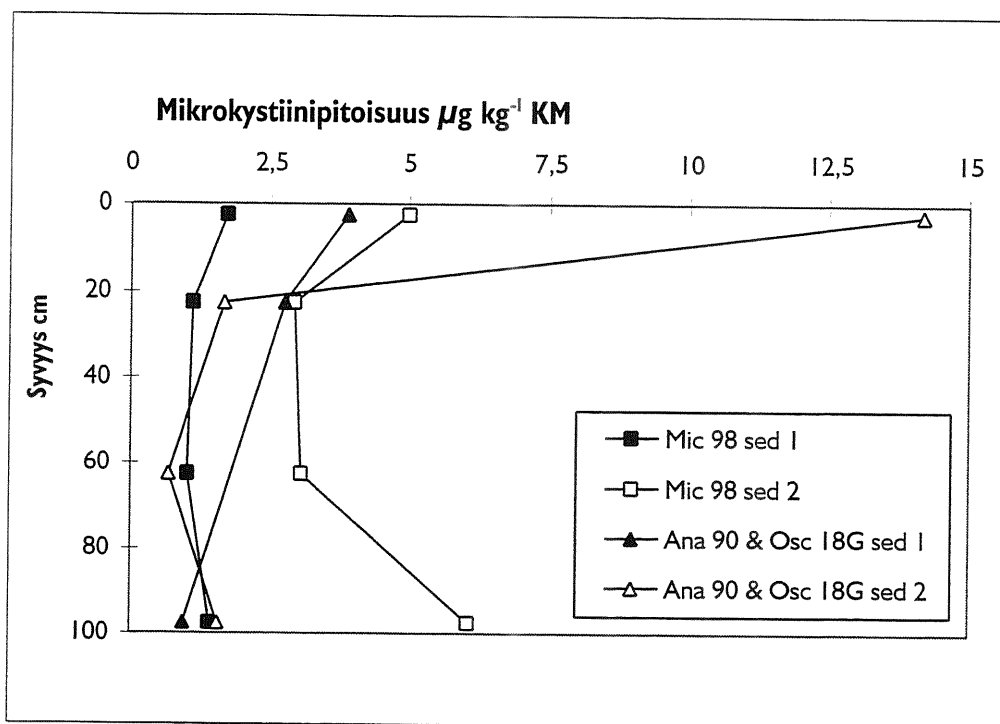
Anabaena 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa raakaveden orgaanisen hiilen pitoisuus oli $7,9 \pm 2,4$ mg l⁻¹ (kuva 16). Tässäkin kokeessa sedimenttipatsaiden suodosten orgaanisen hiilen pitoisuus, 5,3 mg l⁻¹ (CV = 7 %), oli pienempi kuin raakaveden pitoisuus. Harjupatsaiden suodosten orgaanisen hiilen pitoisuus oli ainakin ensimmäisellä koeviikolla raakaveden pitoisuutta suurempi.

3.2 Raakaveden vaikutus sedimentti- ja harjupatsaissa

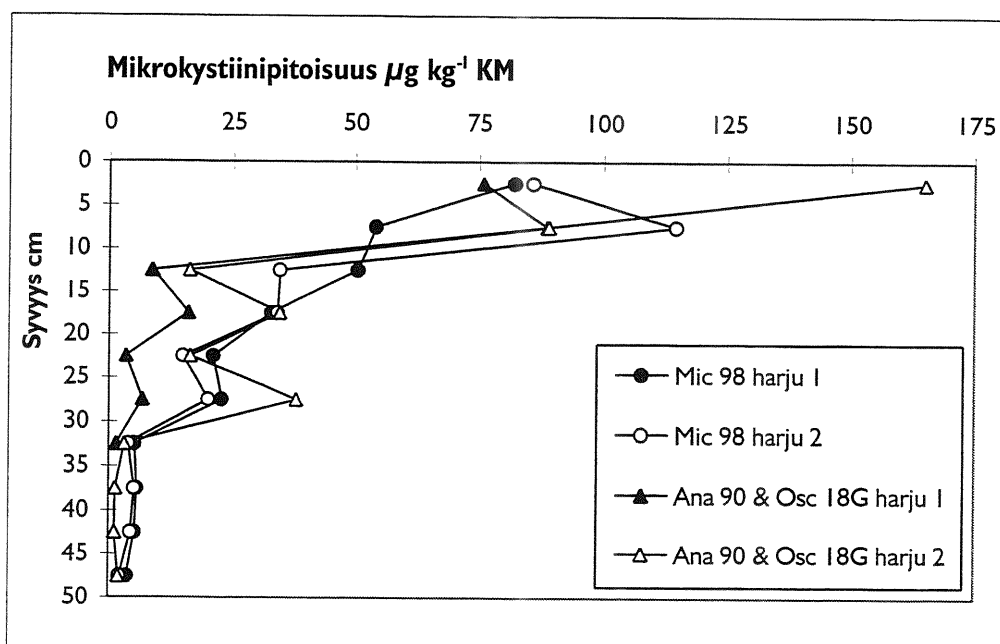
Sedimenttipatsaiden mikrokystiinipitoisuudessa ei havaittu kokeiden jälkeen selkeää muutosta syvyyden funktiona (kuva 17). Kaikkien tutkittujen näytteiden pitoisuudet olivat varsin pienellä pitoisuusalueella. Sedimenttipatsaiden pitoisuudet olivat molempien kokeiden jälkeen yhtä pieniä kuin harjupatsaiden pitoisuudet 30 - 50 cm kerroksissa (kuvat 17 ja 18).

Harjupatsaiden mikrokystiinipitoisuus laski voimakkaasti syvyyden funktiona sekä *Microcystis* 98- että *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen (kuva 18). Mikrokystiinipitoisuus oli kummankin kokeen jälkeen 30 - 50 cm kerroksissa alle 15 µg kg⁻¹ KM.

Raakavesien ja suodosten sekä valutuksen jälkeen patsaissa olleen mikrokystiinin perusteella laskettiin kummastakin kokeesta mikrokystiinin ainetase (taulukot 14 ja 15). *Microcystis* 98 -kokeessa sedimenttipatsaisiin pumpattiin raakaveden mukana yhteensä 3,6 mg mikrokystiiniä, harju 1 -patsaaseen 2,0 mg ja harju 2 -patsaaseen 1,7 mg (taulukko 14). Harjujen erilaiset mikrokystiinimäärät johtuvat tukkeutumisongelmista sekä harju 2 -patsaan raakaveden 12 h pumppauskatkosta seitsemäntenä koepäivänä. *Microcystis* 98 -kokeen aikana sedimenttipatsaiden läpi suodattui noin 15 % raakaveden mikrokystiiniä ja harjupatsaiden läpi noin 30 %. Mikrokystiiniä hajosi sedimenttipatsaissa 70 % ja harjupatsaissa noin 60 %.



Kuva 17. Sedimenttipatsaiden mikrokystiinipitoisuus *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.



Kuva 18. Harjupatsaiden mikrokystiinipitoisuus *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18 G -kokeiden jälkeen.

Anabaena 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa sedimenttipatsaisiin ja harju 1 -patsaaseen pumpattiin mikrokystiiniä yhteensä 3,1 mg ja harju 2 -patsaaseen 1,6 mg (taulukko 15). Tukkeutumisongelmien vuoksi harju 2 -patsaan koe jouduttiin keskeyttämään jo yhdeksän päivän kuluttua kokeen aloittamisesta. Onkin mielen-

kiintoista, että harju 2 -patsaassa hajonneen mikrokystiinin osuus oli vain 45 % yhdeksän päivän kuluttua ja harju 1 -patsaassa jo 57 % 14 päivän kuluttua. Sedi-menttipatsaissa hajonneen mikrokystiinin osuus oli yhtä suurta kuin *Microcystis* 98 -kokeessa. Sedimenttipatsaiden suodosten mukana tuli sen sijaan tässä ko-keessa vähemmän mikrokystiiniä kuin *Microcystis* 98 -kokeessa ja harjupatsaiden suodoksissa taas enemmän mikrokystiiniä kuin *Microcystis* 98 -kokeessa.

Sekä *Microcystis* 98- että *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeissa sedimentti-patsaiden 0 - 5 cm pintakerrokseen kertyi *a* klorofylliä kokeiden seurauksena (kuva 19). Kokeiden jälkeen määritettyjä tuloksia voidaan verrata ennen kokeita määri-tettyihin ns. luonnontilaisten näytteiden tuloksiin, joilla tarkoitetaan tässä tutki-muksessa 16 mm seulan läpi seulottuja näytteitä. *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen sedimentti 1 -patsaan 0 - 5 cm kerroksen *a* klorofyllipitoisuus oli kasvanut 2,5 -kertaiseksi ja sedimentti 2 -patsaan puolestaan 3 -kertaiseksi luonnontilaiseen sedimenttiin nähden. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen saman ker-roksen *a* klorofyllipitoisuus oli kasvanut sedimentti 1 -patsaassa 11,6 -kertaiseksi ja sedimentti 2 -patsaassa 14,5 -kertaiseksi luonnontilaiseen sedimenttiin verrat-tuna.

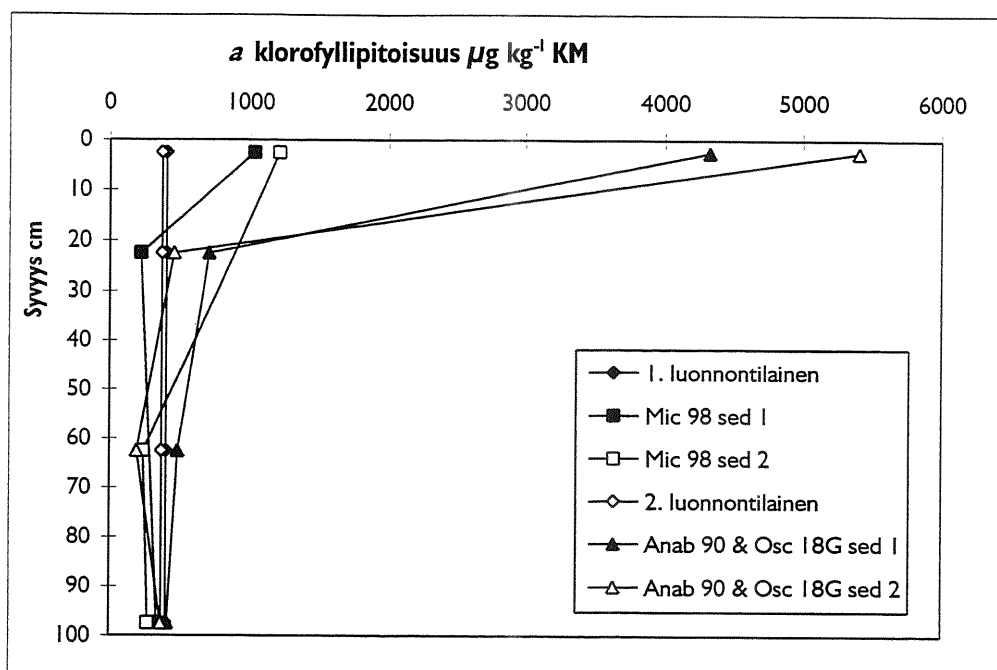
Microcystis 98 -kokeen jälkeen *a* klorofyllipitoisuudet olivat 0 - 5 cm kerrok-sessa harju 1 -patsaassa 13 % ja harju 2 -patsaassa 23 % korkeampia kuin luon-nontilaisessa harjussa (kuva 20). Muissa 5 cm kerroksissa *a* klorofyllipitoisuus oli sen sijaan vähentynyt valutuksen aikana. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen harjupatsaiden *a* klorofyllipitoisuudet olivat luonnontilaista pitoisuutta korkeampia 0 - 15 cm kerroksissa (kuva 21). Harju 1 -patsaan pitoisuus oli kasva-nut 0 - 5 cm kerroksessa 8,8 -kertaiseksi ja harju 2 -patsaan pitoisuus 6,7 -kertai-seksi luonnontilaiseen verrattuna.

Taulukko 14. *Microcystis* 98 -kokeen raakaveden valutuksen kesto, valutetun raakaveden tilavuus ja mikrokystiinin ainetase.

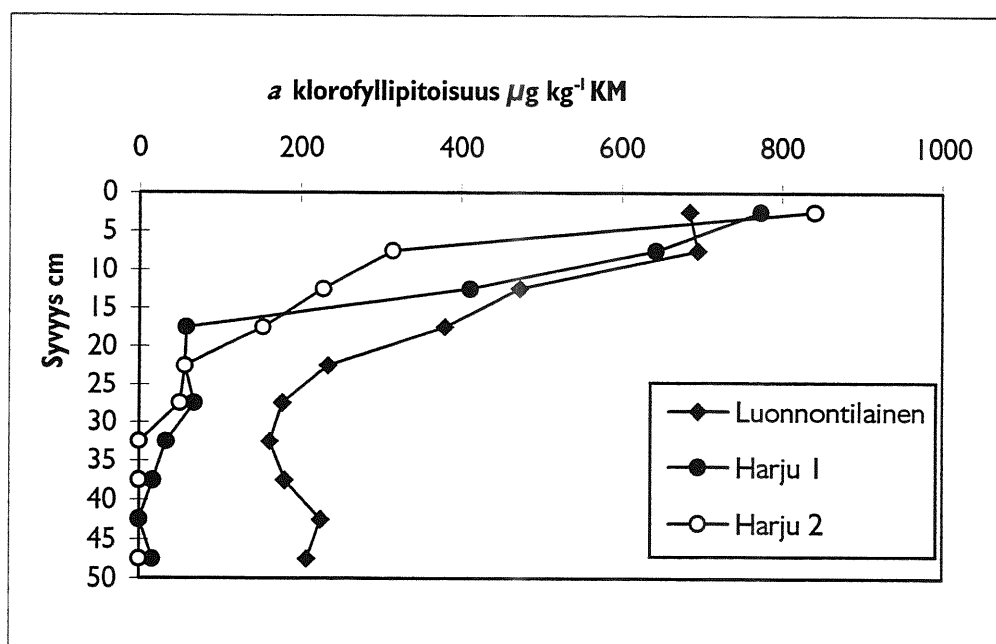
<i>Microcystis</i> 98	Sed 1		Sed 2		Harju 1		Harju 2	
Valutus d	14		14		10		10	
Valutus l	10l		10l		7l		6l	
<i>Mikrokystiini:</i>	μg	%	μg	%	μg	%	μg	%
Raakavedessä	3 558		3 558		2 039		1 728	
Suodoksessa	535	15	520	15	643	31	541	31
Patsaassa	292	8	911	25	159	8	163	10
Hajonnut	2 730	77	2 126	60	1 237	61	1 024	59

Taulukko 15. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen raakaveden valutuksen kesto, valutetun raakaveden tilavuus ja mikro-kystiinin ainetase.

<i>A90 & O18G</i>	Sed 1		Sed 2		Harju 1		Harju 2	
Valutus d	14		14		10		10	
Valutus l	10l		10l		7l		6l	
<i>Mikrokystiini:</i>	μg	%	μg	%	μg	%	μg	%
Raakavedessä	3 085		3 085		3 085		1 551	
Suodoksessa	217	7	237	8	1 270	41	708	46
Patsaassa	727	24	732	24	73	2	155	10
Hajonnut	2 140	69	2 115	68	1 742	57	688	44

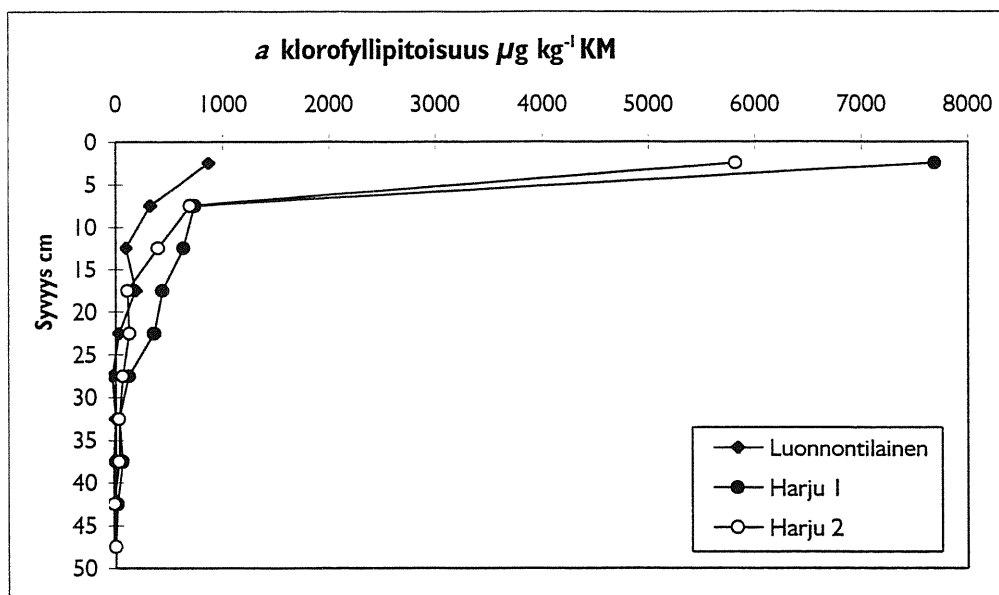


Kuva 19. Sekä luonnontilaisten sedimenttien että sedimenttipatsaiden *a* klorofyllipitoisuus *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

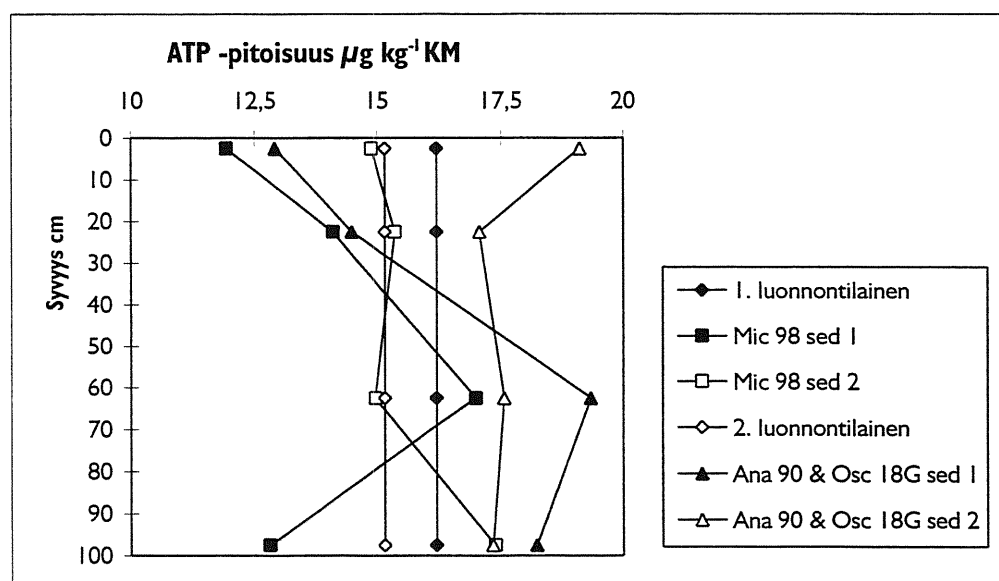


Kuva 20. Luonnontilaisen harjun ja harjupatsaiden *a* klorofyllipitoisuus *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen.

Luonnontilaisen sedimentin ATP -pitoisuus oli lähes yhtä pieni molemmilla näytteenotto-kerroilla (kuva 22). *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen ei ollut havaittavissa selkeää ATP -pitoisuuden muutosta. Kaikkien tutkittujen sedimenttinäytteiden pitoisuudet vaihtelivat vain 10 - 20 µg kg⁻¹ KM. *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen sedimenttipatsaissa oli yhtä pieniä ATP -pitoisuuksia kuin harjupatsaiden 40 - 50 cm kerroksissa ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen harjupatsaiden 35 - 50 cm kerroksissa (kuvat 23 ja 24).

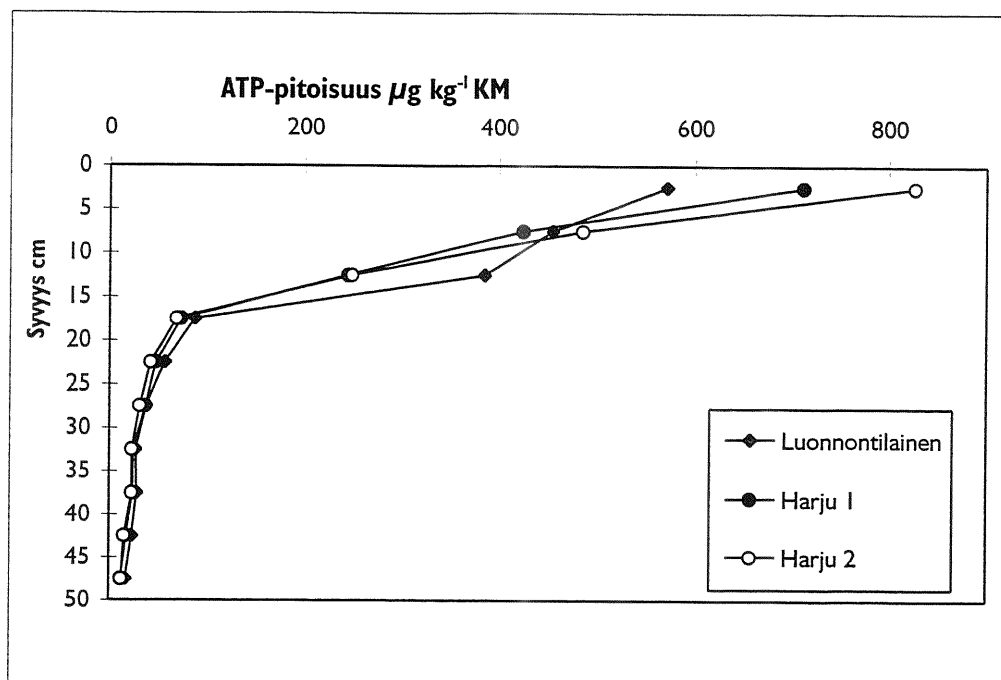


Kuva 21. Luonnontilaisen harjun ja harjupatsaiden a klorofyllipitoisuus *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen.

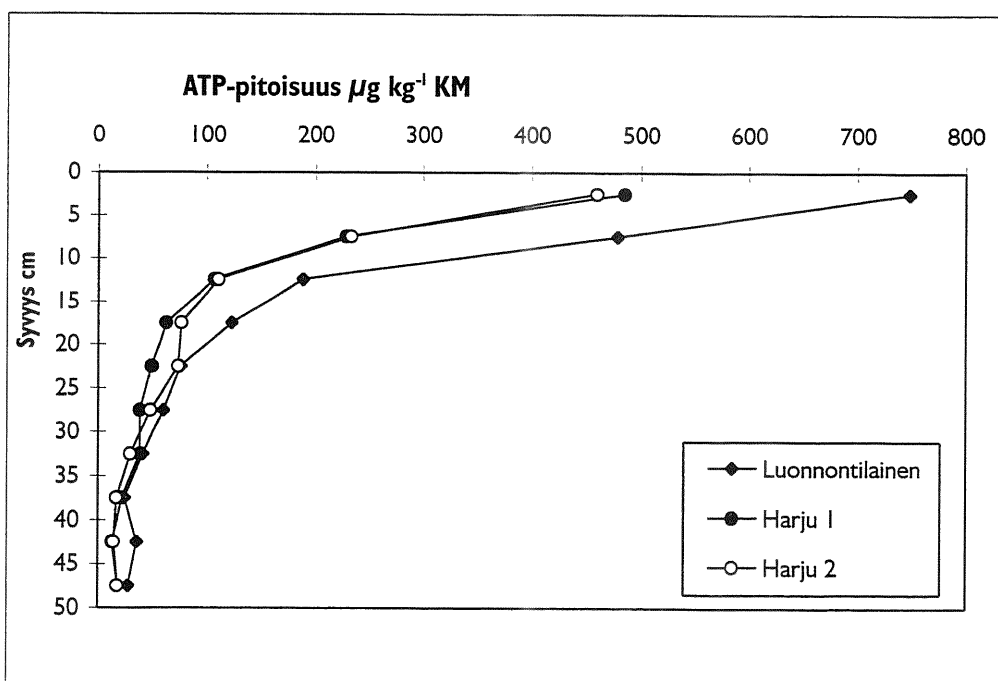


Kuva 22. Luonnontilaisten sedimenttien ja sedimenttipatsaiden ATP -pitoisuus *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

Luonnontilaisten harjunäytteiden ATP -pitoisuuden perusteella voidaan erottaa muista kerroksista mikrobiologisesti aktiivisin 0 - 15 cm pintakerros (kuvat 23 ja 24). *Microcystis* 98 -kokeen aikana harjupatsaiden ATP -pitoisuus laski muissa paitsi 0 - 5 cm kerroksessa. Harju 1 -patsaan 0 - 5 cm kerroksessa ATP -pitoisuus oli kasvanut 25 %:a ja harju 2 -patsaan 45 %:a luonnontilaisesta pitoisuudesta. *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen ATP -pitoisuus oli laskenut luonnontilaisesta pitoisuudesta molemmissa harjupatsaissa. Harjupatsaiden 0 - 5 cm kerroksessa oli noin 37 %:a vähemmän ATP:tä kuin luonnontilaisessa harjussa.



Kuva 23. ATP -pitoisuus luonnontilaisessa harjussa sekä harjupatsaissa *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen.



Kuva 24. ATP -pitoisuus luonnontilaisessa harjussa sekä harjupatsaissa *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen.

Sedimenttipatsaiden entsyymiaktiivisuus oli pienempi kuin harjupatsaiden. Kokeiden seurauksena entsyymiaktiivisuus yleensä joko kasvoi tai pysyi samana 0 - 5 cm kerroksessa luonnontilaiseen aktiivisuuteen verrattuna. Aktiivisimpia olivat hapan fosfataasi-, alkaalinen fosfataasi-, fosfoamidaasi-, C₄- ja C₈-lipaasies- teraasi- sekä leusiiniaminopeptidaasientsyymit (taulukot 16 - 19). Yleensä samat entsyymit havaittiin sekä ennen kokeita että kokeiden jälkeen. Harju- ja sedi- menttipatsaissa oli selvästi eniten fosfataasi- ja lipidiestraasiaktiivisuutta. Ami- nopeptidaaseista havaittiin lähinnä vähäistä leusiini-, valiini- ja kystiiniaminopep- tidaasiaktiivisuutta. Glykosidaasiaktiivisuutta oli vain muutamassa näytteessä. Kummassakaan kokeessa ei ollut osoitettavissa C₁₄-lipaasi, trypsiini, kymotrypsiini, α -galaktosidaasi, β -glukuronidaasi, α -glukosidaasi, β -glukosamidaasi, α -man- nosidaasi ja α -fukosidaasientsyymiaktiivisuutta.

Taulukko 16. Entsyymiaktiivisuus (nmol g⁻¹ TM 20 h) luonnontilaisessa sedimentissä ja sedimenttipatsaissa (Sed 1 ja Sed 2) *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen. Plus -merkillä tarkoitetaan värikartan vaaleinta sävyä pienempää reaktiota.

Näyte	Hapan fosfataasi		Alkaalinen fosfataasi		Fosfoamidaasi	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
Luonnontil.	+	+	+	+	+	+
0 - 5 cm	2,5	2,5	5	5	2,5	2,5
20 - 25 cm	0	0	0	0	0	0
60 - 65 cm	+	0	+	0	2,5	2,5
95 - 100 cm	0	0	0	+	0	0

Näyte	C ₄ -esteraasi		C ₈ -lipaasiesteraasi		Leusiiniaminopeptidaasi	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
Luonnontil.	2,5	2,5	2,5	2,5	0	0
0 - 5 cm	5	2,5	5	5	+	+
20 - 25 cm	0	+	2,5	2,5	0	0
60 - 65 cm	0	0	2,5	2,5	0	0
95 - 100 cm	+	+	+	2,5	0	0

Taulukko 17. Entsyymiaktiivisuus (nmol g⁻¹ TM 20 h) luonnontilaisessa sedimentissä ja sedimenttipatsaissa (Sed 1 ja Sed 2) *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen. Plus -merkillä tarkoitetaan värikartan vaaleinta sävyä pienempää reaktiota.

Näyte	Hapan fosfataasi		Alkaalinen fosfataasi		Fosfoamidaasi	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
luonnontil.	+	+	+	+	+	+
0 - 5 cm	2,5	2,5	5,0	5,0	2,5	2,5
20 - 25 cm	+	+	2,5	2,5	+	+
60 - 65 cm	+	2,5	2,5	2,5	+	+
95 - 100 cm	+	+	2,5	+	+	+

Näyte	C ₄ -esteraasi		C ₈ -lipaasiesteraasi		Leusiiniaminopeptidaasi	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
luonnontil.	+	+	+	+	0	0
0 - 5 cm	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	15
20 - 25 cm	2,5	2,5	2,5	2,5	+	+
60 - 65 cm	2,5	2,5	2,5	2,5	+	0
95 - 100 cm	2,5	2,5	2,5	2,5	0	2,5

Taulukko 18. Entsyymiaktiivisuus (nmol g⁻¹ TM 20 h) luonnontilaisessa harjussa (L) ja harjupatsaissa (H I ja H 2) *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen. Plus -merkillä tarkoitetaan värikartan vaaleinta sävyä pienempää reaktiota. Viivalla merkittyjä näytteitä ei määritetty.

Näyte	Hapan fosfataasi			Alkaalinen fosfataasi			Fosfoamidaasi		
	L	H I	H 2	L	H I	H 2	L	H I	H 2
0 - 5 cm	5,0	5,0	5,0	2,5	5,0	2,5	2,5	2,5	2,5
5 - 10 cm	10,0	10,0	10,0	2,5	5,0	5,0	2,5	0	2,5
10 - 15 cm	5,0	15	15,0	2,5	10,0	5,0	2,5	2,5	2,5
15 - 20 cm	15,0	10,0	-	2,5	2,5	-	+	2,5	-
20 - 25 cm	2,5	5,0	5,0	2,5	2,5	2,5	+	2,5	2,5
25 - 30 cm	+	2,5	5,0	+	2,5	2,5	+	+	2,5
30 - 35 cm	2,5	2,5	+	+	2,5	2,5	+	+	0
35 - 40 cm	+	2,5	+	0	2,5	+	+	0	0
40 - 45 cm	2,5	2,5	+	0	+	+	+	0	0
45 - 50 cm	2,5	2,5	0	+	0	0	+	0	0

Näyte	C ₄ -esteraasi			C ₈ -lipaasiesteraasi			Leusiiniaminopeptidaasi		
	L	H I	H 2	L	H I	H 2	L	H I	H 2
0 - 5 cm	5,0	2,5	2,5	2,5	5,0	2,5	2,5	+	+
5 - 10 cm	5,0	5,0	5,0	2,5	5,0	2,5	2,5	2,5	2,5
10 - 15 cm	5,0	5,0	5,0	2,5	5,0	5,0	+	5,0	5,0
15 - 20 cm	5,0	5,0	-	2,5	2,5	-	0	5,0	-
20 - 25 cm	5,0	5,0	5,0	2,5	5,0	5,0	2,5	2,5	2,5
25 - 30 cm	2,5	5,0	5,0	+	2,5	5,0	0	2,5	2,5
30 - 35 cm	2,5	2,5	2,5	+	2,5	2,5	0	+	+
35 - 40 cm	2,5	2,5	+	+	2,5	+	0	0	0
40 - 45 cm	2,5	2,5	2,5	2,5	+	+	0	0	0
45 - 50 cm	2,5	5,0	+	2,5	0	0	0	0	0

Taulukko 19. Entsyymiaktiivisuus (nmol g⁻¹ TM 20 h) luonnontilaisessa harjussa (L) ja harjupatsaissa (H I ja H 2) *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen. Plus -merkillä tarkoitetaan värikartan vaaleinta sävyä pienempää reaktiota. Viivalla merkittyjä näytteitä ei määritetty.

Näyte	Hapan fosfataasi			Alkaalinen fosfataasi			Fosfoamidaasi		
	L	H I	H 2	L	H I	H 2	L	H I	H 2
0 - 5 cm	20,0	20,0	15,0	2,5	15,0	15,0	2,5	15,0	10,0
5 - 10 cm	20,0	15,0	10,0	5,0	10,0	10,0	5,0	5,0	5,0
10 - 15 cm	5,0	10,0	5,0	2,5	10,0	5,0	2,5	2,5	5,0
15 - 20 cm	5,0	10,0	2,5	2,5	10,0	2,5	0	2,5	2,5
20 - 25 cm	2,5	2,5	2,5	0	2,5	5,0	2,5	2,5	2,5
25 - 30 cm	5,0	2,5	2,5	0	2,5	2,5	0	2,5	2,5
30 - 35 cm	0	2,5	-	0	2,5	-	2,5	2,5	-
35 - 40 cm	2,5	-	-	0	-	-	2,5	-	-
40 - 45 cm	0	-	-	0	-	-	2,5	-	-
45 - 50 cm	0	-	-	0	-	-	2,5	-	-

jatkuu...

Näyte	C ₄ -esteraasi			C ₈ -lipaasiesteraasi			Leusiiniaminopeptidaasi		
	L	H I	H 2	L	H I	H 2	L	H I	H 2
0 - 5 cm	5,0	10,0	10,0	2,5	10,0	10,0	10,0	15,0	10,0
5 - 10 cm	5,0	10,0	5,0	2,5	10,0	5,0	10,0	10,0	5,0
10 - 15 cm	5,0	5,0	5,0	2,5	5,0	5,0	5,0	10,0	5,0
15 - 20 cm	5,0	5,0	2,5	2,5	5,0	2,5	0	5,0	2,5
20 - 25 cm	5,0	5,0	2,5	2,5	2,5	2,5	0	2,5	2,5
25 - 30 cm	5,0	5,0	2,5	0	2,5	2,5	0	2,5	+
30 - 35 cm	2,5	5,0	-	0	2,5	-	0	+	-
35 - 40 cm	5,0	-	-	0	-	-	0	-	-
40 - 45 cm	0	-	-	0	-	-	0	-	-
45 - 50 cm	2,5	-	-	0	-	-	0	-	-

Luonnontilaisten sedimenttien pH oli ensimmäisellä näytteenottokerralla 6,2 ja toisella 6,6. Sedimenttipatsaiden pH kasvoi kokeiden seurauksena kaikissa muissa paitsi *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen sedimentti 1 -patsaassa luonnontilaisiin näytteisiin verrattuna (taulukko 20). Vaihtelu oli kuitenkin vähäistä sekä eri kerrosten että patsaiden välillä.

Harjun pH kasvoi syvemmälle mentäessä. Luonnontilaisen harjun 0 - 50 cm kerroksen keskimääräinen pH oli ensimmäisellä näytteenottokerralla 5,3 ja toisella 5,6, kun taas *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen keskimäärin 5,7 - 5,8 (taulukko 21).

Taulukko 20. Sedimentin pH *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

Näyte	pH			
	<i>Microcystis</i> 98		<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
0 - 5 cm	6,9	6,4	6,4	6,6
20 - 25 cm	6,6	6,6	6,4	6,7
60 - 65 cm	6,8	6,6	6,4	7,0
95 - 100 cm	6,8	6,7	6,3	6,7

Taulukko 21. Harjun pH luonnontilaisissa harjuissa (L) sekä *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

Näyte	pH					
	<i>Microcystis</i> 98			<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G		
	L	Harju 1	Harju 2	L	Harju 1	Harju 2
0 - 5 cm	5,1	5,8	5,5	5,3	5,8	5,8
5 - 10 cm	5,2	5,7	5,6	5,2	5,8	5,6
10 - 15 cm	5,2	5,5	5,5	5,3	5,6	5,6
15 - 20 cm	5,0	5,5	5,4	5,1	5,6	5,5
20 - 25 cm	5,1	5,5	5,5	5,3	5,6	5,4
25 - 30 cm	5,2	5,7	5,7	5,3	5,7	5,6
30 - 35 cm	5,4	5,9	5,8	5,6	5,8	5,7
35 - 40 cm	5,6	6,0	6,0	6,2	5,9	6,1
40 - 45 cm	5,7	6,1	6,0	6,3	6,0	6,1
45 - 50 cm	5,9	6,2	6,1	6,3	5,9	6,2

Taulukko 22. Vesipitoisuus luonnontilaisissa harjuissa (L) ja harjupatsaissa *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

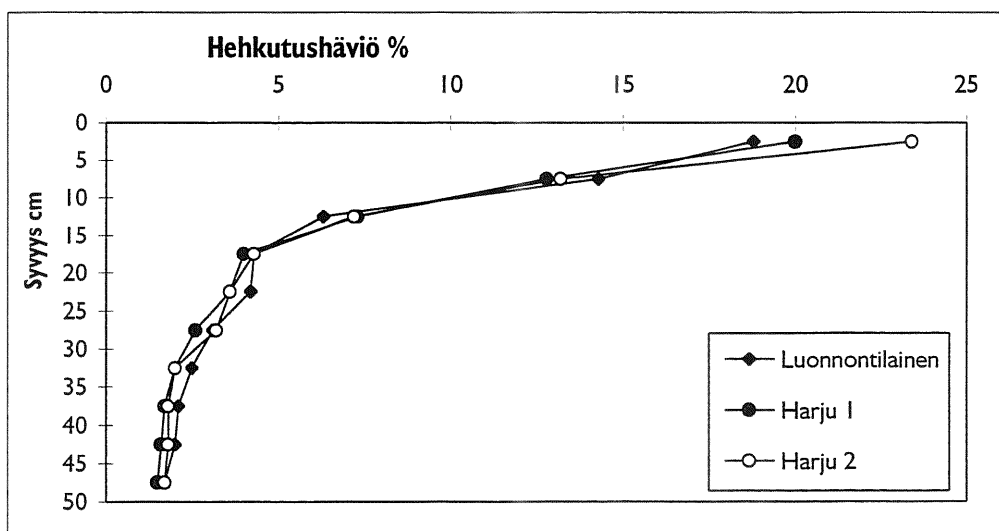
Näyte	Vesipitoisuus %					
	<i>Microcystis</i> 98			<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G		
	L	Harju 1	Harju 2	L	Harju 1	Harju 2
0 - 5 cm	49,0	91,5	92,8	21,8	143,8	159,3
5 - 10 cm	33,9	54,3	53,0	15,8	77,4	73,6
10 - 15 cm	13,2	31,4	31,1	6,1	32,0	27,9
15 - 20 cm	9,1	22,4	24,0	4,8	23,8	22,7
20 - 25 cm	7,6	19,3	20,3	3,5	16,5	20,3
25 - 30 cm	4,5	8,7	8,3	2,9	14,0	13,9
30 - 35 cm	3,7	5,9	5,6	2,4	10,4	8,5
35 - 40 cm	3,4	6,5	6,4	1,9	8,9	8,2
40 - 45 cm	3,2	6,9	6,6	2,0	10,3	10,3
45 - 50 cm	2,9	8,2	10,0	2,2	14,1	11,8

Sedimentin luonnontilaisten näytteiden vesipitoisuus riippui lähinnä siitä kuinka kauan näytteenotossa valutettiin vettä pois sedimentistä ennen kuljetusta. Myös kokeenaikaista vesipitoisuutta kuvaava näytteenotto oli mahdotonta, sillä osa interstitiaalinnesteestä valui viemäriin samalla, kun sedimenttiä vedettiin ulos pylväästä. Sedimenttipatsaiden vesipitoisuus oli näytteenoton jälkeen noin 10 % *Microcystis* 98 -kokeessa ja 11 % *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa.

Luonnontilaisten harjunäytteiden vesipitoisuus oli suurempi ensimmäisellä näytteenottokerralla kuin toisella. Tämä näkyy erityisesti 0 - 15 cm kerroksessa (taulukko 22). Rinnakkaisten harjupatsaiden vesipitoisuudet olivat kokeiden jälkeen melko samanlaisia, vaikka *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa harjupatsas 1 ei tukkeutunut.

Luonnontilaisten sedimenttien hehkutushäviö oli 1 % molemmilla näytteenottokerroilla. Kokeiden seurauksena sedimenttien hehkutushäviö joko väheni tai pysyi samana (taulukko 23).

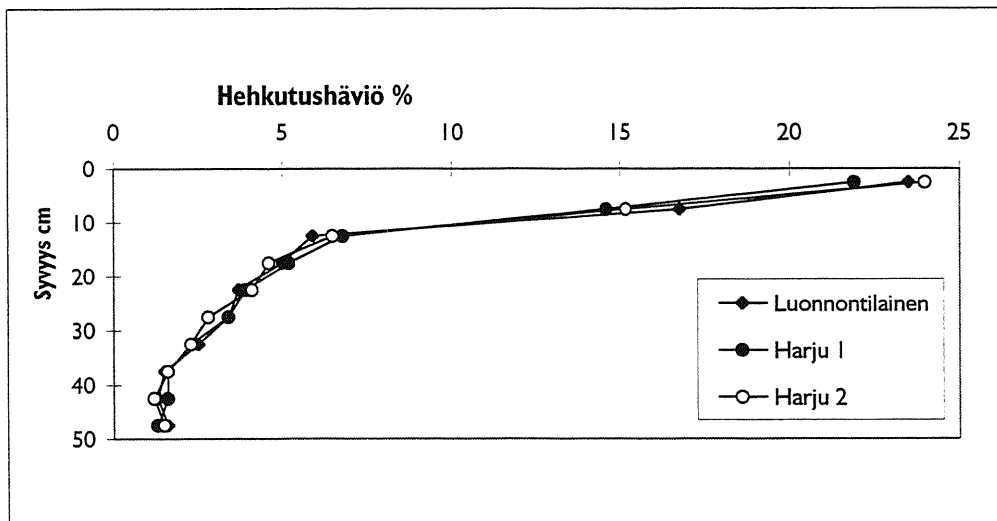
Harjupatsaiden hehkutushäviö ei juurikaan muuttunut sinilevävalutuskokeiden seurauksena (kuvat 25 ja 26). Ainoastaan *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen harjupatsaiden 0 - 5 cm kerroksissa oli kokeen jälkeen hieman suurempi hehkutushäviö kuin luonnontilaisessa harjussa.



Kuva 25. Hehkutushäviö luonnontilaisessa harjussa ja harjupatsaissa *Microcystis* 98 -kokeen jälkeen.

Taulukko 23. Hehkutushäviö sedimenttipatsaissa *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden jälkeen.

Näyte	Hehkutushäviö %			
	<i>Microcystis</i> 98		<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G	
	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
0 - 5 cm	0,9	0,9	1,0	1,0
20 - 25 cm	0,9	0,9	0,9	0,9
60 - 65 cm	0,9	0,9	0,9	0,9
95 - 100 cm	0,9	0,9	0,8	0,9



Kuva 26. Hehkutushäviö luonnontilaisessa harjussa ja harjupatsaissa *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeen jälkeen.

3.3 Tulosten tilastollinen käsittely

Microcystis 98 -kokeen raakavesien mikrokystiinipitoisuus-, kuiva- ja biomassa-tulosten välisiä yhteyksiä laskettiin Spearmanin korrelaatioanalyysillä (taulukko 24). *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeessa mikrokystiinipitoisuuden ja kuivamassan korrelaatiota ei laskettu, sillä *Oscillatoria* 18G -kanta ei tuottanut toksiinia ja sen osuus raakavesierissä vaihteli suhteessa *Anabaena* 90 -sinilevien osuuteen.

Taulukko 24. *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden raakavesien eri määritysten tuloksilla laskettu Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin, riskitaso ja otoskoko.

Koe ja muuttujat	r	p	N
<i>Microcystis</i> 98			
Mikrokystiini - Kuivamassa	0,62	<0,01	22
Mikrokystiini - Biomassa	0,25	>0,05	9
Biomassa - Kuivamassa	0,85	<0,01	9
<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G			
Mikrokystiini - <i>Anab</i> 90 biomassa	0,26	>0,05	6
Biomassa - Kuivamassa	0,62	<0,05	11
<i>a</i> klorofylli - Biomassa	0,54	>0,05	11
<i>a</i> klorofylli - Kuivamassa	0,72	<0,01	22

Spearmanin korrelaatioanalyysillä laskettiin myös suodosten eri määritysten tulosten välisiä yhteyksiä. Otoksena käytettiin rinnakkaisten patsaiden tuloksia (taulukko 25).

Sedimentti- ja harjupatsaiden mikrokystiini- ja *a* klorofyllipitoisuuden sekä ATP- pitoisuuden ja hehkutushäviön välille laskettiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet (taulukko 26). Otoksena käytettiin rinnakkaisten patsaiden määritysten tuloksia.

Taulukko 25. *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden suodosten eri määritysten tuloksilla laskettu Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin, riskitaso ja otoskoko.

Koe ja muuttujat	r	p	N
<i>Microcystis</i> 98			
<i>Sedimenttien suodokset:</i>			
Mikrokystiini - Biomassa	-0,14	>0,05	18
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	-0,24	>0,05	20
Biomassa - <i>a</i> klorofylli	0,72	<0,01	18
<i>Harjujen suodokset:</i>			
Mikrokystiini - Biomassa	0,76	<0,01	14
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	0,85	<0,01	16
Biomassa - <i>a</i> klorofylli	0,98	<0,01	14
<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G			
<i>Sedimenttien suodokset:</i>			
Mikrokystiini - Biomassa	-0,17	>0,05	20
Biomassa - <i>a</i> klorofylli	0,43	<0,05	20
<i>Harjujen suodokset:</i>			
Mikrokystiini - Biomassa	-0,38	>0,05	17
Biomassa - <i>a</i> klorofylli	0,19	>0,05	17

Taulukko 26. *Microcystis* 98- ja *Anabaena* 90 & *Oscillatoria* 18G -kokeiden sedimentti- ja harjupatsaiden eri määritysten tuloksilla laskettu Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin, riskitaso ja otoskoko.

Koe ja muuttujat	r	p	N
<i>Microcystis</i> 98			
<i>Sedimentit:</i>			
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	0,37	>0,05	6
<i>Harjut:</i>			
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	0,95	<0,01	20
ATP - Hehkutushäviö %	0,97	<0,01	20
<i>Anabaena</i> 90 & <i>Oscillatoria</i> 18G			
<i>Sedimentit:</i>			
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	0,96	<0,01	7
<i>Harjut:</i>			
Mikrokystiini - <i>a</i> klorofylli	0,80	<0,01	17
ATP - Hehkutushäviö %	0,96	<0,01	20

Tulosten tarkastelu

4.1 Sinilevien poistuminen imeytyksessä

Sedimentti- ja harjupatsaskokeet vahvistavat tekopohjaveden valmistuksessa havaitun tehokkaan sinilevien reduktion (Lahti ym. 1993). Viimeisenä koepäivänä sinilevien biomassan reduktio oli yli 98 % kaikissa patsaissa. Rihmamaisten sinilevien pidätyminen oli tehokkaampaa kuin *Microcystis* -solujen. Suodoksissa ei havaittu ollenkaan *Oscillatoria* -rihmoja. Koska kokeessa käytetty *Microcystis* -kanta kasvaa yksittäisinä soluina, olisi poistotehokkuus ollut varmasti parempi, jos olisi käytetty luonnontilaisia *Microcystis* spp. lajeja, sillä ne kasvavat kolonioina ja saattavat tuottaa tiiviin limakerroksen ympärilleen. Kaikkien patsaiden pintakerrosten α klorofyllipitoisuus oli kokeiden jälkeen suurempi kuin luonnontilaisissa näytteissä. Vaikka raakaveden biomassa oli *Microcystis* -kokeessa vain noin puolet *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeen biomassasta, pintakerrosten α klorofyllipitoisuudet olivat sedimenttipatsaissa yli nelinkertaisia ja harjupatsaissa yli kahdeksankertaisia *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeessa *Microcystis* -kokeeseen verrattuna. Suodoksiin tuli vain alle 2 % koko kokeen aikana valutetun veden α klorofyllistä. Sinilevien reduktio oli samaa luokkaa kuin Lahden ym. (1993) tutkimuksessa, jossa Kouvolan tekopohjavesilaitoksen raakavedessä, oligotrofisessa Haukka-järvessä, sinilevien suurin biomassa oli $100 \mu\text{g l}^{-1}$ ja käsitellyssä vedessä $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Toinen tutkimuksessa mukana ollut tekopohjavesilaitos oli Lappeenrannan Hanhikemppi, jonka raakavesilähde, Hanhijärvi, kuuluu huonoon tai jopa sopimattomaan raakavesiluokkaan (Vesilaitosten raakaveden laatuluokitus 1984). Suurin leväbiomassa, 69 mg l^{-1} , havaittiin elokuun puolivälissä ja silloin potentiaalisesti toksinen *Microcystis aeruginosa* muodosti noin 60 % kokonaisbiomassasta. Huonosta raakaveden laadusta huolimatta vesilaitokselta lähtevässä vedessä ei havaittu sinileviä. Kouvola pohjaveden pinnan etäisyys altainen pohjasta vaihtelee 11 - 27 m ja Lappeenrannassa noin 17-18 m (Kivimäki 1992, liite 1).

Vain toisessa *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeen harjupatsaassa ei ilmennyt tukkeutumista. Tukkeutumisen syynä muissa harjupatsaissa oli ilmeisesti pintakerroksen pieni vedenläpäisevyys, orgaanisen aineen liikkuminen patsaissa ja tiivis täyttäminen. Raakaveden mukana patsasiin pumpattu sinilevien biomassa oli molemmissa kokeissa vain noin 1 - 3 g (tuoremassaa). Tämä biomassa oli niin pieni patsaiden hehkutushäviöön verrattuna, ettei harjupatsaiden tukkeutuminen voinut johtua suoraan sinilevistä eikä myöskään Päijännetunnelin vedestä, sillä se oli raakaveden laatuluokaltaan erinomaista. Hollannissa imeytyskaivojen tukkeutuminen on johtunut imeytettävässä vedessä olevasta partikulaarisesta aineesta, bakteereille käyttökelpoisesta aineesta, maaperän raekokojakautumasta sekä näiden kaikkien yhteisvaikutuksesta (Schippers ym. 1995). Sinilevät ja niiden metaboliatuotteet ovat saattaneet toimia bakteerien ravinnonlähteenä. Maainekseen kiinnittyneiden bakteerien lisääntyminen pienentää huokosten kokoa ja tällöin partikulaarista ainesta voi alkaa kerääntyä maaperään. Toisaalta ATP -pitoisuus, joka on todettu hyväksi mikrobibiomassan indikaattoriksi (Arnebrandt ja Bååth 1991), yleensä laskee kokeiden seurauksena ja entsyymiaktiivisuuskin kasvoi vain patsaiden pintakerroksissa. Harjupatsaista on täytynyt liueta orgaanista ainetta, sillä suodosten TOC oli usein jopa suurempi kuin raakavedestä määritet-

ty TOC. Harjupatsaiden suodokset olivat myös ruskeita, kun taas sedimenttipatsaiden suodos oli vaaleaa paitsi silloin, kun suodoksiin tuli rihmamaisia rauta-bakteereja.

4.2 Mikrokytiinin reduktio

Mikrokytiinin reduktio ei ollut yhtä tehokasta kuin sinileväsolujen ja *a* klorofyllin reduktiot. Kummassakin kokeessa mikrokytiinin reduktio oli sedimenttipatsaissa suurempi kuin harjupatsaissa: *Microcystis* -kokeessa suotautuneen veden mikrokytiinipitoisuus oli harjupatsaissa noin kaksinkertainen ja *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeessa noin viisinkertainen sedimenttipatsaisiin verrattuna. Suodosten keskimääräiset mikrokytiinipitoisuudet ylittivät kummassakin kokeessa Australiassa ja Kanadassa esitetyt alustavat talousveden suurimmat sallitut mikrokytiinipitoisuudet, 0,5 - 1,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Falconer ym. 1994, Kuiper-Goodman ym. 1994). Raja-arvojen laskeminen on perustunut eläinkokeiden tuloksiin. Kiinalaisen juomavesien mikrokytiinikartoituksen perusteella Ueno ym. (1996) esittivät, että pitkäaikaisen altistuksen aikana sallittu mikrokytiinipitoisuus saisi olla enintään kymmenesosa tutkimuksessa todetusta keskimääräisestä pitoisuudesta eli alle 0,013 $\mu\text{g l}^{-1}$. Sedimenttipatsaiden suodosten mikrokytiinipitoisuudet kokeiden loppupuolella laskivat alle 0,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ muissa paitsi *Microcystis* -kokeen toisessa suodoksessa. *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeessa sedimenttipatsaiden suodosten pitoisuus oli tätä raja-arvoa pienempi jo viidentenä koepäivänä. Harjupatsaiden suodosten mikrokytiinipitoisuudet olivat viimeisinä koepäivinä huomattavasti suurempia kuin sedimenttipatsaiden suodosten. Tässä tutkimuksessa käytettyjen raakavesien mikrokytiinipitoisuus oli keskimäärin 30 - 33 $\mu\text{g l}^{-1}$, mikä vastaa Ahvenanmaalla vuosina 1987 - 1990 Östra Kyrksundetissa havaittuja metalimnionin mikrokytiinipitoisuuksia (20 - 40 $\mu\text{g l}^{-1}$) (Lindholm ym. 1989, Lindholm ja Meriluoto 1991). *Microcystis* -kokeessa voitiin arvioida raakaveden mikrokytiinipitoisuutta kuivamassan avulla, sillä niiden välillä havaittiin selvä yhteys Spearmanin järjestyskorrelaatiolla.

Sedimenttipatsaiden mikrokytiinin reduktio kasvoi ajan kuluessa, kun taas harjupatsaissa se laski ensimmäisellä koeviikolla ja alkoi kasvaa vasta tämän jälkeen. Harjupatsaissa mikrokytiinin reduktio perustui kokeiden alussa sinileväsolujen ja osaksi myös liukoisen mikrokytiinin pidättymiseen, mutta reduktio alkoi kasvaa vasta hajotuksen käynnistyessä. *Microcystis* -kokeen ensimmäisinä koepäivinä harjupatsaat pystyivät vähentämään mikrokytiiniä tehokkaammin kuin sedimenttipatsaat, kun taas *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeen alussa reduktio oli yhtä suurta kaikissa patsaissa. *Microcystis* -kokeen tehokkaampi reduktio harjupatsaissa johtui siitä, että raakavedessä oli vähemmän liukoista mikrokytiiniä kuin *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeen raakavedessä. *Microcystis* -kokeessa toisen harjupatsaan raakaveden pumppaus keskeytyi noin 12 tunnin ajaksi seitsemäntenä koepäivänä. Valutuksen käynnistämisen jälkeen suodoksen mikrokytiinipitoisuus oli yli 40 % suurempi kuin rinnakkaisessa patsaassa, mutta palautui kuitenkin jo seuraavana päivänä rinnakkaisen patsaan tasolle.

Tämän tutkimuksen yhteydessä selvitettiin myös *Oscillatoria* 18G -kannan tuottaman hajuyhdisteen, geosmiinin, reduktiota (tuloksia ei esitetty). Suodosveistä ei enää pystytty aistimaan hajua, sillä nanogrammatason geosmiinipitoisuus alitti hajukynnyksen. Geosmiinin reduktio oli koko kokeen ajan noin 99,9 %. Kanadassa suoritettussa raakavesilähteitä koskevassa tutkimuksessa osoitettiin, ettei yleisimpien sinilevien tuottamien hajuhaitta-aineiden ja mikrokytiini-LR:n välillä ole korrelaatiota (Hrudey 1994). Sinilevien vaivaaman veden myrkyllisyyttä ei siis voi päätellä hajun perusteella eikä suodosten hajuttomuutta voida pitää merkinä siitä, että mahdolliset toksiniit olisivat hävinneet.

4.3 Mikrokystiinin biologinen hajoaminen ja pidättymisen merkitys

Ainetaseiden mukaan huomattavasti tärkeämpää mikrokystiinin reduktiossa oli hajoaminen kuin harju- ja sedimenttipatsaisiin pidättäminen. Sedimenttipatsaissa mikrokystiinin hajotuksen osuus reduktiosta oli noin 70 % ja harjupatsaissa 50 - 60 %. *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeessa hajotuksen osuus harjupatsaissa oli pienempi kuin *Microcystis* -kokeessa. Se johtui raakaveden suuremmasta liuenneen mikrokystiinin pitoisuudesta, sillä liuenneen mikrokystiinin hajotus on hitaampaa kuin partikulaarisessa aineessa olevan mikrokystiinin (Rapala ym. 1994, Lahti 1997, Lahti ym. 1997b). Hajoaminen oli mikrobiologista hajotusta, sillä pimeässä koehuoneessa se ei voinut johtua valon vaikutuksesta eikä laimeneminen ollut mahdollista. Vesistössä fotolyysillä ja pigmenteillä voi olla merkitystä mikrokystiinin hajoamisessa (Tsuji ym. 1994, Lahti ym. 1997b). Mikrokystiinien säilymisen ja hajoamisen on havaittu vaihtelevan erilaisissa bakteeripopulaatioissa ja ympäristöolosuhteissa (Jones ym. 1994, Rapala ym. 1994, Lam ym. 1995, Cousins ym. 1996, Lahti 1997, Lahti ym. 1997a, Lahti ym. 1997b, Takenaka ja Watanabe 1997). Rapalan ym. (1994) tutkimuksessa mikrokystiinien hajoaminen oli nopeampaa näytteissä, joihin lisättiin joko vettä tai sedimenttiä rehevistä järvistä, joissa oli esiintynyt kukintoja, kuin oligotrofisten vesien sedimenttiä lisättäessä. Mikrokystiiniä hajottavien mikrobien esiintyminen oli tutkituissa näytteissä yleistä. Kivirannan ym. (1991) kokeessa ikääntyviin *Oscillatoria agardhii* -viljelmiin lisättiin Vantaanjoen vettä, mutta mikrokystiini ei hajonnut edes viiden viikon inkuboinnin aikana. Vantaanjoen vesinäyte oli otettu talvella ja ehkä siksi vedessä ei ollut mikrokystiiniä hajottavia mikrobeja. Australialaisella Lake Centenary -järvellä mikrokystiinin hajoaminen tapahtui kahdessa vaiheessa sen jälkeen, kun *Microcystis aeruginosa* -kukinta oli hajotettu kuparisulfaatilla (Jones ja Orr 1994). Ennen käsittelyä partikulaarisen aineen mikrokystiinipitoisuus oli 8 mg g⁻¹ KM ja veteen liuenneen mikrokystiinin pitoisuus alle toteamisrajan (HPLC). Käsittelyn jälkeen seurattiin veteen liuenneen toksinin pitoisuutta itse järvellä ja suljetussa lahden poukamassa, jossa suurin pitoisuus, 1830 µg l⁻¹, havaittiin neljän vuorokauden kuluttua käsittelystä. Mikrokystiinipitoisuus alkoi laskea vasta yhdeksän päivän kuluttua käsittelystä. Ensimmäinen nopean hajoamisen vaihe kesti kolme vuorokautta ja tuolloin mikrokystiiniä väheni noin 500 µg l⁻¹ d⁻¹. Toisessa vaiheessa pitoisuus laski pitoisuudesta 100 µg l⁻¹ pitoisuuteen 10 µg l⁻¹ yhdeksän vuorokauden aikana (Jones ja Orr 1994). Tuusulanjärvellä suoritettussa tutkimuksessa mikrokystiinin hajoaminen oli tasaista koko kokeen ajan (Lahti ym. 1997b). Liukoisen mikrokystiinin väheneminen kymmenenteen osaan on kestänyt laboratoriokeissa 2 - 40 päivää, mutta yleensä alle 14 päivää (Jones ym. 1994, Rapala ym. 1994, Lam ym. 1995, Cousins ym. 1996, Lahti 1997, Lahti ym. 1997b, Takenaka ja Watanabe 1997). Laboratoriokokeissa havaittu mikrokystiinin mikrobiologinen hajoaminen voi olla nopeampaa kuin luonnossa, sillä laboratoriokeissa on käytetty yleensä moninkertaisia mikrokystiinipitoisuuksia ja korkeampia lämpötiloja, kuin mitä luonnossa esiintyy (Lahti ym. 1997b). Tässä tutkimuksessa näytteiden ATP -pitoisuudella ja entsyymi aktiivisuudella ei havaittu yhteyttä mikrokystiinin hajotuksen tehokkuuden kanssa, sillä ATP -pitoisuus ja entsyymiaktiivisuus olivat pienempiä sedimenttipatsaissa, missä mikrokystiinin hajotus oli tehokasta.

Mikrokystiinin reduktio sedimenttipatsaissa alkoi kasvaa *Microcystis* -kokeessa kahden päivän ja harjupatsaissa vasta yhdeksän päivän kuluttua. *Anabaena* & *Oscillatoria* -kokeessa vastaavat viiveajat olivat yksi ja kuusi päivää. Mikrokystiinin biohajoaminen alkaa usein vasta viiveen kuluttua, joka on vaihdellut eri tutkimuksissa muutamasta päivästä jopa kolmeen viikkoon (Jones ym. 1994, Rapala

ym. 1994, Lam ym. 1995, Cousins ym.1996, Lahti 1997, Lahti ym. 1997a, Takenaka ja Watanabe 1997). Nokian Vihnusjärvessä on ollut usein sinileväkukintoja ja tämän vuoksi sedimentissä on myös mikrokystiiniä tehokkaasti hajottavia mikro-organismeja. Vuonna 1995 eristettiin Vihnusjärven sedimentistä kaksi mikrokystiiniä hajottavaa bakteerikantaa (Lahti ym. 1997). Koska mikrokystiinin hajotus alkoi harjupatsaissa hitaammin kuin sedimenttipatsaissa on ilmeistä, että Nokian Viikiharjulle ei ole muodostunut yhtä nopeasti aktivoituvaa mikrokystiiniä hajottavaa mikrobipopulaatiota kuin Vihnusjärven sedimenttiin, sillä raakaveden imeyttäminen Viikiharjulle on lopetettu aina, kun Vihnusjärvessä on havaittu kukinto. Lahden ym. (1997a) eristämällä mikrokystiiniä hajottavilla bakteerikannoilla (17 kpl) viive ennen hajotusta kesti alle kahdesta päivästä neljään päivään ja kantojen hajotustehokkuudessa oli eroja. Kaikki kannat ovat olleet gramnegatiivisia sekä katalaasi- ja oksidaasi -positiivisia liikkuvia sauvoja tai kokkeja eikä niitä ole pystytty tunnistamaan tavanomaisilla keinoilla. Jones ym. (1994) eristivät mikrokystiini-LR- ja RR -toksiineja hajottavan bakteerin, jonka määrittäminen tarjoutui myöhemmin *Sphingomonas* -kannaksi. Takenakan ja Watanaben (1997) eristämä *Pseudomonas aeruginosa* hajotti mikrokystiini-LR -toksiinia alkaalisen proteaasin avulla.

Sedimentti- ja harjupatsaista määritetty mikrokystiinipitoisuus oli vain noin 2 - 25 % kokeiden aikana valutetusta mikrokystiinistä. Osa patsaista määritetystä mikrokystiinistä oli interstitiaalinesteessä eikä maahiukkasiin kiinnittyneenä. Sedimenttinäytteitä otettaessa osa interstitiaalinesteestä valui pois ja tämän vuoksi myös osa mikrokystiinistä menetettiin. Harjunäytteitä otettaessa tätä ei juurikaan tapahtunut, sillä harjun kyllästysaste ja vedenläpäisevyys olivat pienempiä. Kaikista huolimatta määrittelyssä pystyttiin arvioimaan kokeiden aikana patsaisiin kerääntyneen mikrokystiinin osuutta. Sedimenttipatsaiden mikrokystiinipitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin harjupatsaiden pintakerrosten, eikä sedimenttipatsaissa havaittu selvää syvyyden mukaista gradienttia kuten harjupatsaissa. Rapalan ym. (1994) tutkimuksessa käytettiin mikrokystiiniä sisältäneitä kontrollinäytteitä, joihin ei lisätty sedimenttiä, ja näytteitä, joihin lisättiin steriloitua sedimenttiä. Mikrokystiiniä adsorboitui 25 päivän aikana $13 - 24 \mu\text{g ml}^{-1}$ sedimenttiä, mikä vastaa 10 - 35 % adsorptiota lisäystä mikrokystiinistä. Sedimenttiin pidätyminen oli prosentuaalisesti samaa luokkaa kuin tässä kokeessa. Määrälliset erot voivat johtua siitä, että Rapalan ym. (1994) kokeessa veden mikrokystiinipitoisuus oli noin 30 kertaa suurempi kuin tässä tutkimuksessa, sedimentti oli kosketuksissa saman veden kanssa koko kokeen ajan, inkubointiaika oli pitempi, lämpötila korkeampi ja sedimenttien raekokojakautuma todennäköisesti pienempi kuin tässä tutkimuksessa. Lahden (1997) kokeissa Tuusulanjärven sedimenttiin pidätyksiä alle 10 % näytteisiin lisäystä mikrokystiinistä.

Lahti ym. (1996) tutkivat mikrokystiinin reduktiota tekopohjaveden valmistuksessa harju- ja sedimenttipatsaskokeilla jo vuonna 1995. Näiden kokeiden pohjalta suunniteltiin tässä kokeessa käytetyt menetelmät ja koejärjestely. Kokeet olivat viikon pituisia ja niissä käytettiin $0,038 - 0,076 \text{ m h}^{-1}$ hydraulista pintakuormaa. Patsaat täytettiin myös tuolloin Nokian Vihnusjärven sedimentillä ja Viikiharjun pintamaalla. Ensimmäisessä kokeessa raakaveden lisättiin toksiinia tuottamatonta *Oscillatoria agardhii* 156 -kantaa sekä puhdasta liukoista mikrokystiini-LR -toksiinia, jonka pitoisuus vaihteli $0,7 - 3,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Viimeisenä koepäivänä reduktio 25 cm korkeissa sedimenttipatsaissa oli 99,5 %. Harjupatsaassa, joka oli samanlainen kuin tässä kokeessa käytetyt patsaat, reduktio oli 97,9 %. Tehokkuus johtui todennäköisesti huomattavasti pienemmästä raakaveden mikrokystiinipitoisuudesta kuin tässä kokeessa. Toisessa kokeessa käytettiin ensin pakastettua hepatotoksista *Microcystis aeruginosa* -kantaa ja sitten saman lajin eläviä soluja. Raakaveden biomassassa oli erittäin korkea, noin 670 mg l^{-1} , ja mikrokystiinipitoisuus noin $550 \mu\text{g l}^{-1}$. Sedimenttipatsaat ylikuormittuivat ja viimeisenä koepäivänä lähes kol-

masosa toksiineista läpäisi patsaat. Harjupatsaan reduktio oli tehokkaampi kuin sedimenttipatsaiden. Viikon pituinen koeaika saattoi olla liian lyhyt, jotta biologinen hajoaminen olisi ehtinyt käynnistyä ja vähentää viiveen jälkeen suurta mikrokystiinipitoisuutta.

Tekopohjaveden laatuun vaikuttaa raakaveden laadun ja puhdistusprosessien tehokkuuden lisäksi myös esim. imeytetyn veden ja luonnollisen pohjaveden tilavuuden suhde. Vuonna 1992 yhdeksällä suorilla menetelmillä tekopohjavettä valmistaneella laitoksella imeytetyn veden osuus oli vähintään 50 % (Kivimäki 1992, liite 1). Jos mikrokystiinin hajotus ja pidäytyminen tapahtuu pääasias-
sa vain maan pintakerroksessa kuten yleensä orgaanisen aineen, voi tämän tutkimuksen perusteella pohjaveteen päästä mikrokystiiniä. Lisää tietoa kuitenkin tarvitaan. Suomen ympäristökeskuksen tekopohjavesi- ja rantaimetytys- tutkimuksen yhtenä tavoitteena on selvittää sinilevien ja niiden tuottamien toksiinien käyttäytyminen laitosmittakaavan tutkimuksilla. Tämän kokeen rantaimetytystä simuloivissa sedimenttipatsaissa käynnistyi tehokas mikrokystiinin biologinen hajo-
tus, mikä on lupaavaa rantaimetytyslaitosten kannalta, sillä niissä imeytystä ei voida keskeyttää kukintojen ajaksi. Kysymykseksi jääkin se, kuinka yleisiä mikrokystiiniä hajottavat mikrobit ovat rantaimetytysalueilla. Niin kauan, kun vesilaitosmit-
takaavan tietoja sinilevien tuottamien toksiinien poistumisesta tekopohjaveden valmistuksessa ei ole, täytyy kiinnittää erityistä huomiota raakavesilähteiden vesiensuojeluun ja vedenlaatuun.

- Sinilevien poistuminen oli tehokasta sedimentti- ja harjupatsaissa. Varsinkin rihmamaiset sinilevät poistuivat tehokkaasti ja niitä pidättyi patsaiden pintakerroksiin.
- Mikrokystiinin reduktio ei ollut yhtä tehokasta kuin sinilevien, eikä mikrokystiinipitoisuutta siten voi arvioida suodoksista sinilevien biomassan tai *a* klorofyllipitoisuuden perusteella.
- Mikrokystiinin poistuminen oli tehokkaampaa sedimenttipatsaissa kuin harjupatsaissa. Reduktio perustui pääasiassa mikrobiologiseen hajotukseen, joka käynnistyi sedimenttipatsaissa parin päivän ja harjupatsaissa vasta noin viikon kuluttua kokeiden aloittamisesta.
- Kokeiden aikana maa-ainekseen pidättyneen mikrokystiinin osuus oli pieni, vaikka harjupatsaiden mikrokystiinin reduktio ennen biologisen hajotuksen käynnistymistä perustui maa-ainekseen pidättymiseen. Sedimenttipatsaissa ei havaittu selkeää mikrokystiinipitoisuuden muutosta syvyyden funktiona kuten harjupatsaissa.
- Mikrokystiinin biologisen hajotuksen ja patsaiden ATP -pitoisuuden sekä entsyymiaktiivisuuden välillä ei havaittu yhteyttä.

Kirjallisuus

- Anagnostidis, K. ja Komárek, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. Archiv für Hydrobiologie 80 (1-4):327-472. 280 s.
- Arnebrant, K. ja Bååth, E. 1991. Measurements of ATP in forest humus. Soil Biology & Biochemistry 23:501-506.
- Carlsson, T., Manninen, P. & Olin, M. 1992. Migration of pollutants in a saturated aquifer: A theoretical and experimental approach. VTT tiedotteita 1373. Espoo. 48 s.
- Carmichael, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. Journal of Applied Bacteriology 72:445-459.
- Carmichael, W.W. 1996. Liver failure and human deaths at a haemodialysis centre in Brazil: Microcystins as a major contributing factor. Harmful Algae News. 15:11
- Carmichael, W.W. ja Falconer, I.R. 1993. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measurements. -Teoksessa: Falconer, I.R. (toim.), Algal toxins in seafood and drinking water. Academic Press Limited. London. s. 187-209.
- Carmichael, W.W., Beasley, V.R., Bunner, D.L., Eloff, J.N., Falconer, I., Gorham, P., Harada, K.-I., Krishnamurthy, T., Yu, M.-J., Moore, R.E., Rinehart, K., Runnegar, M., Skulberg, O.M. & Watanabe, M. 1988. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). Toxicon 26:971-973.
- Carmichael, W.W., Biggs, D.F. & Gorham, P.R. 1975. Toxicology and pharmacological action of *Anabaena flos-aquae* toxin. Science 187:542-544.
- Cousins, I.T., Bealing, D.J., James, H.A. & Sutton, A. 1996. Biodegradation of microcystin-LR by indigenous mixed bacterial populations. Water Research 30:481-485.
- Crites, R.W. 1985. Micropollutant removal in rapid infiltration. -Teoksessa: Asano, T. (toim.), Artificial recharge of groundwater. Boston. s. 579-608.
- Devlin, J.P., Edwards, O.E., Gorham, P.R., Hunter, N.R., Pike, R.K. & Stavric, B. 1977. Anatoxin -a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC-44h. Canadian Journal of Chemistry 55:1367-1371.
- Eloranta, P. 1994. Sinileväkurssi. Helsingin yliopisto, Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Limnologian- ja ympäristönsuojelun laitos. 68 s.
- Falconer, I.R. ja Yeung, S.K. 1992. Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by *Microcystis* toxins and relation to hyperphosphorylation of cell proteins. Chemical and Biological Interactions 81:181-196.
- Falconer, I.R., Burch, M.D., Steffensen, D.A., Choice, M. & Coverdale, O.R. 1994. Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. Environmental Toxicology and Water Quality 9:131-139.
- Falconer, I.R., Dornbusch, M., Moran, G. & Yeung, S.K. 1992. Effect of the cyanobacterial (blue green algal) toxins from *Microcystis* on isolated enterocytes from the chicken small intestine. Toxicon 30:790-793.
- Frycklund, C., Jacks, G., Johansson, P.-O. & Lekander, K. 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VAV, VA-forsk rapport nr 1994-08. 55 s.
- Harada, K.-I., Ohtani, I., Iwamoto, K., Suzuki, M., Watanabe, M.F. & Watanabe, M. & Terao, K. 1994. Isolation of cylindrospermopsin from a cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. Toxicon 32:73-84.
- Hartikainen, H. 1992. Maaperä. -Teoksessa: Heinonen, R. (toim.), Maa, viljely ja ympäristö. Werner Söderström Osakeyhtiö. s. 9-89.
- Hatva, T. 1996. Artificial groundwater recharge in Finland. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:3-12.
- Hatva, T., Ärölä, T., Björkell, K.-G., Pääkkönen, J. & Efraimsson, J. 1978. Pohjaveden käsittely ja tekopohjaveden muodostaminen maaperää hyväksi käyttäen. Yhdyskuntien Vesi- ja Ympäristöprojektin julkaisu 34 b. Helsinki. 62 s.

- Himberg, K., Keijola, A.-M., Hiisvirta, L., Pyysalo, H. & Sivonen, K. 1989. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study. *Water Research* 23:979-984.
- Hrudey, S.E. 1994. Cyanobacterial toxin research, monitoring and regulation in Canada. - Teoksena: Steffensen D.A. & Nicholson B.C. (toim.), *Toxic cyanobacteria: Current status of research and management. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Australia, March 22-26 1994.* s. 35-37. Australian Centre for Water Quality Research, Private Mail Bag, Salisbury, Australia 5108.
- Huisman, L. ja Olsthoorn, T.N. 1983. *Artificial groundwater recharge.* Boston. 320 s.
- Jones, G.J. ja Orr P.T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research* 28:871-876.
- Jones, G.J., Bourne, D.G., Blakeley, R.L. & Doelle, H. 1994. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. *Natural Toxins* 2:228-235.
- Keijola, A.-M., Himberg, K., Esala, A.L., Sivonen, K. & Hiisvirta, L. 1988. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments. *Toxicity Assessment* 3:643-656.
- Kenefick, S.L., Hrudey, S.E., Peterson, H.G. & Prepas, E.E. 1993. Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Science and Technology* 27:433-440.
- Kivimäki, A.-L. 1992. Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisu - sarja A 98. Helsinki. 148 s.
- Kivimäki, A.-L. 1993. Tekopohjavesilaitosten toimivuus ja ongelmat. *Kunnalliselämä* 17:24-27.
- Kivimäki, A.-L. 1995. Rantaimetyt tekopohjaveden muodostamismenetelmänä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 573. Helsinki. 51 s.
- Kiviranta, J., Sivonen, K., Lahti, K., Luukkainen, R. & Niemelä, S.I. 1991. Production and biodegradation of cyanobacterial toxins - A laboratory study. *Archiv für Hydrobiologie* 121:281-294.
- Koskinen, S. 1974. Imeytymisasteen pieneminen tekopohjaveden valmistuksen haittana. Vesihallitus. Helsinki. 34 s.
- Kotai, J. 1972. Instructions for preparation of modified nutrient solution Z 8 for algae. Norwegian institute for Water Research B - 11/69. Oslo. 5 s.
- Kuiper-Goodman, T., Gupta, S., Combley, H. & Thomas, B.H. 1994. Microcystins in drinking water: Risk assessment and derivation of a possible guidance value for drinking water. -Teoksessa: Steffensen, D.A. & Nicholson, B.C. (toim.), *Toxic cyanobacteria, current status of research and management. Proceedings of an International Workshop, Adelaide, Australia, March 22-26.* s. 67-73. Australian Centre for Water Quality Research, Private Mail Bag, Salisbury, Australia 5108.
- Lahti, K. 1981. Suolistoperäisten bakteerien ja virusten aiheuttama pohjavesien pilaantuminen. Vesihallituksen tiedotus 208. Helsinki. 43 s.
- Lahti, K. 1997. Cyanobacterial hepatotoxins and drinking water supplies -Aspects of monitoring and potential health risks. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. Yliopistopaino. Helsinki. 103 s.
- Lahti, K., Kilponen, J., Kivimäki, A.-L., Erkomaa, K. & Sivonen, K. 1996. Removal of cyanobacteria and their hepatotoxins from raw water in soil and sediment columns. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), *Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996.* Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:187-195.
- Lahti, K., Lepistö, L., Niemi, J. & Färdig, M. 1993. Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien poistossa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisu - sarja A 143. Helsinki. 68 s.
- Lahti, K., Niemi, R.M., Rapala, J. & Sivonen, K. 1997a. Biodegradation of cyanobacterial hepatotoxins - Characterization of toxin degrading bacteria. Käsikirjoitus. 8 s.
- Lahti, K., Rapala, J., Färdig, M., Niemelä, M. & Sivonen, K. 1997b. Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. *Water Research* 31:1005-1012.
- Lam, A.K.-Y., Fedorak, P.M. & Prepas, E.E. 1995. Biotransformation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR, as determined by HPLC and protein phosphatase bioassay. *Environmental Science & Technology* 29:242-246.

- Lehtimäki, J., Moisander, P., Sivonen, K. & Kononen, K. 1997. Growth, nitrogen fixation, and nodularin production by two Baltic sea cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 63:1647-1656.
- Lehtola, M., Miettinen, I., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. 1996. Changes in microbiology and water chemistry during slow sand filtration. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), *Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:197-202.*
- Lepistö, L. 1992. Planktonlevien aiheuttamat haitat. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 88. Helsinki. 62 s.
- Lindholm, T. ja Meriluoto, J.A.O. 1991. Recurrent depth maxima of the hepatotoxic cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:1629-1634.
- Lindholm, T., Eriksson, J.E. & Meriluoto, J.A.O. 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems - Examples from a eutrophic lake on Åland, south west Finland. *Water Research* 23:481-486.
- MacKintosh, C., Beattie, K.A., Klumpp, S., Cohen, P. & Codd, G.A. 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters* 264:187-192.
- Mahmood, N.A. ja Carmichael, W.W. 1986. Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon* 24:175-186.
- Meriluoto, J.A.O., Nygård, S.E., Dahlem, A.M. & Eriksson, J.E. 1990. Synthesis, organotropism and hepatocellular uptake of two tritium-labelled epimers of dihydromicrocystin-LR, a cyanobacterial peptide toxin analog. *Toxicon* 28:1439-1446.
- Miettinen, I., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. 1996a. Changes in water microbiology and chemistry during bank filtration of humus-rich lake water. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), *Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:203-208.*
- Miettinen, I., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. 1996b. Bacterial enzyme activities in ground water during bank filtration of lake water. *Water Research* 30:2495-2501.
- Muittari, A., Kuusisto, P., Virtanen, P., Sovijärvi, A., Grönroos, P., Harmoinen, A., Anttila, P. & Kellomäki, L. 1980. An epidemic of extrinsic allergic alveolitis caused by tap water. *Clinical Allergy* 10:77-90.
- Münster, U., Einiö, P. & Nurminen, J. 1989. Evaluation of the measurements of extracellular enzyme activities in a polyhumic lake by means of studies with 4-methylumbelliferyl substrates. *Archiv für Hydrobiologie* 115:321-337.
- Mynderse, J.S., Moore, R.E., Kashiwagi, M. & Norton, T.R. 1977. Antileukemia activity in the Oscillatoriaceae: Isolation of debromoaplysiatoxin from *Lyngbya*. *Science* 196:538-540.
- Mälkki, E. 1979. Groundwater flow velocity as an indicator of the permeability and internal structure of eskers. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 32. Helsinki. 42 s.
- Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishikawa, T., Carmichael, W.W. & Fujiki, H. 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 118:420-424.
- Ohtani, I., Moore, R.E., & Runnegar, M.T.C. 1992. Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of the American Chemical Society* 114:7941-7942.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33:823-847.
- Paerl, H.W. 1996. A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* 35:25-35.
- Partanen, H. 1994. Reposaaren pohjaveden virtausmalli. Vesi- ja ympäristötekniikan erikoistyö. Espoo, TKK, Rakennus- ja mittatekniikan osasto, Yhdyskuntatekniikan laitos. 29 s.
- Preuß, G. ja Nehrkorn, A. 1996. Succession of microbial communities during bank filtration and artificial groundwater recharge. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), *Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:215-221.*

- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1992. Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Neljäs painos. Helsinki. Yliopistopaino. 569 s.
- Rantamäki, M., Jääskeläinen, R. & Tammirinne, M. 1992. Geotekniikka 464. 11. uusittu painos. Hämeenlinna. Karisto Oy. 295 s.
- Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K. & Niemelä, S.I. 1994. Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. Letters in Applied Microbiology 19:423-428.
- Rapala, J., Sivonen, K., Luukkainen, R. & Niemelä, S.I. 1993. Anatoxin-a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* under different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non-toxic *Anabaena*-strains - a laboratory study. Journal of Applied Phycology 5:581-591.
- Rapala, J., Sivonen, K., Lyra, C. & Niemelä, S.I. 1997. Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. Applied and Environmental Microbiology 63:2206-2212.
- Rinehart, K.L., Namikoshi, M. & Byoung, W.C. 1994. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). Journal of Applied Phycology 6:159-176.
- Runnegar, M.T.C. ja Falconer, I.R. 1982. The *in vivo* and *in vitro* biological effects of the peptide hepatotoxin from blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. South African Journal of Science 78:363-366.
- Rönkä, E., Hatva, T. & Iihola, H. 1977. Tekopohjaveden muodostaminen. Yhdyskuntien Vesi- ja Ympäristöprojekti -tutkimus 34. Helsinki. 215 s.
- Schippers, J.C., Verdouw, J. & Zweere, G.J. 1995. Predicting the clogging rate of artificial recharge wells. Journal of Water Supply Research and Technology 44:18-28.
- Schmidt, K. 1996. Water quality aspects of artificial groundwater recharge - general overview as a keynote. -Teoksessa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.), Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No 38:145-154.
- SFS 5772. 1993. Veden α -klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Etanoluutto. Spektrofotometri-
nen menetelmä. Helsinki, Suomen Standardoimisliitto. 3 s.
- SFS-ISO 8245. 1989. Veden orgaanisen kokonaishäilen (TOC) määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardoimisliitto. 6 s.
- Sivonen, K. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. Applied and Environmental Microbiology 56:2658-2666.
- Sivonen, K. 1996. Cyanobacterial toxins and toxin production. Phycologia 35:12-24.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W. R., Carmichael, W.W., Sun, F., Rouhiainen, L., Luukkainen, R. & Rinehart, K.L. 1992. Isolation and characterization of a variety of microcystins from seven strains of the cyanobacterial genus *Anabaena*. Applied and Environmental Microbiology 58:2495-2500.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Luukkainen, R., Färdig, M., Rouhiainen, L., Evans, W.R., Carmichael, W.W., Rinehart, K.L. & Niemelä, S.I. 1995. Variation of cyanobacterial hepatotoxins in Finland. -Teoksessa: Munawar, M. & Luotola, M. (toim.), The contaminants in the Nordic ecosystem: Dynamics, processes & fate. Amsterdam. SPB Academic Publishing. Ecovision World Monograph Series. s. 163-169.
- Sivonen, K., Niemelä, S.I., Niemi, R.M., Lepistö, L., Luoma, T.H. & Räsänen, L.A. 1990. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. Hydrobiologia 190:267-275.
- Skulberg, O.M., Carmichael, W.W., Codd, G.A. & Skulberg, R. 1993. Taxonomy of toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria). -Teoksessa: Falconer, I.R. (toim.), Algal toxins in seafood and drinking water. Academic Press Limited. London. s. 145-164.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 1994. Sosiaali- ja terveysministeriön päätös 74:94 talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 8 s.
- Sukenik, A., Rosin, C., Hadas, O., Porat, R., Teltsch, B., Banker, R. & Carmeli, S. 1997. Cylindrospermopsin, an hepatotoxin produced by the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* isolated from lake Kinneret, Israel. VIII international conference on harmful algae. 25-29 June de 1997 Vigo-Espa a. Abstracts and posters classification. s. 192.

- Suomen ympäristökeskus. 1997. Levähaitat vuonna 1996. 2 s.
- Takenaka, S. ja Watanabe, M.F. 1997. Microcystin LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline protease. *Chemosphere* 34:749-757.
- Tikkanen, T. ja Willén, T. 1992. Växtplanktonflora. Tuna-Tryck AB. Eskilstuna.
- Tsuji, K., Naito, S., Kondo, F., Ishikawa, N., Watanabe, M.F., Suzuki, S., Nakazawa, H. & Harada, K.-I. 1994. Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science & Technology* 28:173-177.
- Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Watanabe, M.F., Park, H.D., Chen, G.-C. & Yu, S.-Z. 1996. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis* 17:1317-1321.
- van der Westhuizen, A.J., Eloff, J.N. & Krüger, G.H.J. 1986. Effect of temperature and light (fluence rate) on the composition of the toxin of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Archiv für Hydrobiologie* 108:145 -154.
- Vanhala, P.T. ja Ahtiainen, J.H. 1994. Soil respiration, ATP content and *Photobacterium* toxicity test as indicators of metal pollution in soil. *Environmental Toxicology and Water quality* 9:115-121.
- Vesilaitosten raakaveden laatuluokitus. 1984. Kaupunkiliiton julkaisu B 192. 46 s.
- Vesilaki 19.5.1961/264.
- Yu, S.-Z. 1994. Blue-green algae and liver cancer. -Teoksessa: Steffensen, D.A. & Nicholson, B.C. (toim.), Toxic cyanobacteria, current status of research and management. Proceedings of an International Workshop, Adelaide, Australia, March 22-26. s. 75-85. Australian Centre for Water Quality Research, Private Mail Bag, Salisbury, Australia 5108.

Taulukko 16. Suomen tekopohjavesilaitosten imeytystiedot.

Laitoksen ajandipalkka- kunta ja nimi	Käyt- töänto- vuosi	Imeytys	Muodostus- matyyppi	Muod. luonn. ant. [m ³ d ⁻¹]	Imeytetty vesimäärä [m ³ d ⁻¹]	Veden- oton määrä [m ³ d ⁻¹]	Teko- pohja- veden osuus [%]	Ehkäistely	Julkikäsit- ely	Imeytysa- pa, allaiden pinta-ala [m ²]	Hyd- raulinen pinta- kuorma [m ³ h ⁻¹]	Eiäisyys allaan javeden pintaan [m]	Eiäisyys imeytys- alueelta kaivolle [m]	Viipymä [d]	Rantaimen- tyymiä	Alkaiden puhdistus	Raakavedelähde
1. Pori, Harjakangas	1977	jatkuva	pitkittäis- harju	3500	23000	26000	90	kalkki, Al- aulf., polym.	kloori, kalkki	allas 10700	0,10	1-2,5	I 400 II 600	21	Ei	2 krt/vuosi	Tuurijärvi
2. Lappeenranta, Huhtiniemi	1974	jatkuva	I Salpaus- selkä	500 (3500)	10914	9696	55-65	ei	kalkki, NaClO	allas 5680	0,08	12-13	200	7	Kyllä	2 krt/vuosi	Sunianselkä
3. Ilmencenlinna, Ahvenisto	1976	jatkuva	pitkittäis- harju	3500 (8600)	7730	9620	80	ei	timastus, kalkki	allas 11000	0,03	15	1100		Ei	1 krt/vuosi	Alujärvi
4. Tuusula, Jankkenlinna	1979	jatkuva	pitkittäis- harju	4000 (5000)	6500	6900	60	ei	hidasuod., kalkki	allas 4500	0,12	13-15	800	40	Ei	kerran 3:een vuodessa	Päijännentunneli
5. Kouvola, Haukkajärvi	1972	jatkuva	I Salpaus- selkä	2500	6607	6473	60-65	ei	ei	allas 3300+3500	0,05	vanh. alt. 11-27 uudet alt. 25	vanhat 550 uudet 250	30-40 14-20	Ei	joka toinen vuosi	Haukkajärvi
6. Mikkeli, Purtila	1974	jatkuva	pitkittäis- harju	5000 (15000)	1100	6400	15	ei	ilm., kalkki, H ₂ SO ₄	allas 2800		23	1400	30	Kyllä	-	Myllykylänjärvi
7. Porvoo, Sannainen	1982	jatkuva	pitkittäis- harju	3400 (5100)	3000	5400	50	ei	NaOH, NaClO	asetus		5	2000	20-30	Kyllä	1 krt/vuosi	Vihnujärvi
8. Nokia, Vihnujärvi	1974	jatkuva	pitkittäis- harju	1000 (4000)	1500	5200	20-40	ei	kalkki, kloori	asetus		10	1400 2600	55-80	Kyllä	1 krt/vuosi	Kirmanjärvi
9. Iisalmi, Kyläntienranta	1981	kausit- tainen	pitkittäis- harju	2800	1320	3125	35-40	ei	ilm., kalkki, KMnO ₄ , NaOH	allas 1300	0,04	17-18	500	45	Ei	kesä 1 krt/kk, tal. 1 krt/2-3 kk	Hanhijärvi
10. Lappeenranta, Hanhikemppi	1970	jatkuva	pitkittäis- harju	600	1500	2160	50-70	ei	ei	asetus + allas 2825		5-10	50	< 20	Kyllä	-	Pyhäjärvi
11. Eura, Lohiluoma	1975	jatkuva	pitkittäis- harju	500 (5000)	1500	2010	60	ei	NaOH	asetus		45	800	60	Ei	1979-90 muut, kerran	Päijännentunneli
12. Hvitträskä, Hiltä	1979	kausit- tainen	I Salpaus- selkä	12000	1000	1000	< 30	ei	kalkki, NaClO	allas 4000	0,05- 0,07	1	150	< 7	Kyllä	-	Murtonen
13. Juva, Hatsola	1987	jatkuva	pitkittäis- harju	500 (1200)	1100	980	55	ei	NaOH	kuoppa 200-300		3	180	< 7	Kyllä	1 krt/vuosi	Aakenajoki
14. Kinttilä, Ylävaara	1972	jatkuva	tas. deltam. kerrostuma	600	250	700	30	ei	ei	allas 200		< 5	220	- 7	Kyllä	epäaään- nöllisesti	Alavehkejärvi
15. Sysmä, Otamo	1972	jatkuva	pitkittäis- harju	600	150	565	25	ei	NaOH	kuoppa		3	300	- 7	Ei	imeytyskauden päätyttyä	Ähtävänjoki
16. Evijärvi, Hietakangas	1982	kausit- tainen	pitkittäis- harju	400	260	400	- 7	ei	NaOH	allas 150	0,08	3	30	< 7	Ei	epäaään- nöllisesti	Höytäinen
17. Kontiolampi, Kirkonkylä	1976	jatkuva	pitkittäis- harju	400	390	390	20-40	ilm., hiek- kapikaauod.	magnomaa- suuodatin	hiekkauod. + kuoppa		3-4	360	30	Kyllä	-	Puumalaalampi
18. Puumala, Kintlammi	1977	kausit- tainen	pitkittäis- harju	350	ei mitattu, ei mitattu	310		ei	ei	allas 20		2	230	- 7	Ei	epäaään- nöllisesti	Simojoki
19. Sino, Tikkasenranta	1978	kausit- tainen	tas. deltam. kerrostuma	200	180	180	30-40	ei	ei	allas 60-80		5-10	400	20-30	Ei	1 krt/vuosi	Villähteen Kukkaan
20. Nastola, Levonniemi	1975-80	kausit- tainen*	I Salpaus- selkä	1900	1500*	1100**		ei	NaOH	allas 1500		5-10	400	20-30	Ei	1 krt/vuosi	Villähteen Kukkaan
21. Nastola, Pelola	1975-80	kausit- tainen*	I Salpaus- selkä	1000	1500*	800**		ei	NaOH	allas 1500		5-10	400	20-30	Ei	1 krt/vuosi	Villähteen Kukkaan

* Vuoden 1980 jälkeen ei ole ollut tarvetta lisätä antoisuutta tekopohjaveden imeytyksellä. Imeytetty vesimäärä vv. 1975-1980 oli 1500 m³ d⁻¹

** Vedenotomilta nykyään pumpattava pohjaveden määrä (ei imeytystä).

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika Huhtikuu 1998												
Tekijä(t)	Jaana Vaitomaa													
Julkaisun nimi	Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä - Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla													
Tiivistelmä	<p>Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää harju- ja sedimenttipatsaskokeilla sinilevien ja niiden tuottamien toksiinien reduktiota imeytyksessä sekä tutkia biohajoamisen ja pidättymisen merkitystä toksiinien reduktiossa. Suomalaisista sinileväkukinnoista lähes puolet on todettu myrkyllisiksi, ja myös tekopohjavesilaitosten raakavesilähteissä on havaittu sinileväkukintoja. Kunnallisten vesilaitosten jakamasta vedestä 38 % on pohjavettä, ja 18 % tekopohjavettä. Tekopohjaveden valmistus kasvaa tulevaisuudessa.</p> <p>Sedimentti- ja harjupatsaskokeet vahvistavat tekopohjaveden valmistuksessa havaitun tehokkaan sinilevien reduktion. Viimeisinä koepäivinä (9-14 d) biomassan reduktio oli yli 98 % kaikissa patsaissa. Rihmamaisten sinilevien (<i>Anabaena</i> ja <i>Oscillatoria</i>) reduktio oli tehokkaampaa kuin yksittäisinä soluina kasvaneen <i>Microcystis</i> -kannan sinilevien. Maksatoksiinien (mikrokystiinien) reduktio ei ollut yhtä tehokasta kuin sinilevien. Kummassakin kokeessa mikrokystiinin reduktio oli suurempi sedimenttipatsaissa kuin harjupatsaissa. Sedimenttipatsaissa mikrokystiinin reduktio kasvoi ajan kuluessa, kun taas harjupatsaissa se laski ensimmäisellä koeviikolla ja alkoi kasvaa vasta tämän jälkeen. Huomattavasti tärkeämpää mikrokystiinin reduktiossa oli biologinen hajoaminen kuin pidättäminen. Sedimenttipatsaissa mikrokystiinin hajotuksen osuus reduktiosta oli noin 70 % ja harjupatsaissa 50 - 60 %. Mikrokystiinin biologinen hajotus käynnistyi sedimenttipatsaissa yhdestä pariin päivään ja harjupatsaissa vasta noin viikon kestäneen viiveen jälkeen. Mikrokystiinin biologisen hajotuksen ja patsaiden ATP -pitoisuuden tai eräiden entsyymien aktiivisuuksien välillä ei havaittu yhteyttä. Kokeiden aikana patsaisiin pidättyneen mikrokystiinin osuus oli 2 - 25 % raakavedessä olleesta mikrokystiinistä. Sedimenttipatsaissa ei havaittu selkeää mikrokystiinipitoisuuden muutosta syvyyden funktiona kuten harjupatsaissa.</p> <p>Tämän tutkimuksen perusteella pohjaveteen voi päästä toksiineja, sillä mikrokystiinin hajotus ja pidättäminen tapahtuu pääasiassa vain maan pintakerroksessa kuten muunkin orgaanisen aineen. Rantaimeytystä simuloivissa sedimenttipatsaissa käynnistyi tehokas mikrokystiinin biologinen hajotus.</p>													
Asiasanat	Tekopohjavesi, rantaimeytys, sinilevät, maksatoksiinit, mikrokystiinit, biohajoaminen													
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 174													
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu													
Projektihankkeen nimi ja projektinumero														
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus/laboratorioyksikkö													
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	<table><tr><td>ISSN</td><td>ISBN</td></tr><tr><td>1238-7312</td><td>952-11-0227-6</td></tr><tr><td>Sivuja</td><td>Kieli</td></tr><tr><td>63</td><td>Suomi</td></tr><tr><td>Luottamuksellisuus julkinen</td><td>Hinta</td></tr><tr><td></td><td>50 mk</td></tr></table>		ISSN	ISBN	1238-7312	952-11-0227-6	Sivuja	Kieli	63	Suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta		50 mk
ISSN	ISBN													
1238-7312	952-11-0227-6													
Sivuja	Kieli													
63	Suomi													
Luottamuksellisuus julkinen	Hinta													
	50 mk													
Julkaisun myynti/jakaja	Suomen ympäristökeskus, asiakaspalvelu puh. (09) 4030 0100, telefax (09) 4030 0190 ja Oy Edita Ab, julkaisumyynti puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380													
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki													
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab, Helsinki 1998													

Presentationblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum	April 1998
Författare	Jaana Vaitomaa		
Publikationens titel	Uppträdandet av blågrönalger och deras toxiner vid infiltrering - Tester med åsmaterial- och sedimentpelare Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä - Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla		
Sammandrag	<p>Syftet med den här undersökningen var att utreda reduktionen av blågrönalger samt toxiner de producerar vid infiltrering med åsmaterial- och sedimentpelarna, samt att undersöka betydelsen av biologisk nedbrytning och absorbering vid reduktion av toxiner. Nästan hälften av algbloomingarna i Finland har funnits vara giftiga, och också i sjöar vars vatten användes vid konstgjort grundvattenbildning, har man kunnat hitta blågrönalgbloomingar. Av den vattenmängden de kommunala vattenverken delar ut är 38 % grundvatten, och 18 % konstgjort grundvatten. Tillverkningen av konstgjort grundvatten kommer att öka i framtiden.</p> <p>Resultaten av sediment- och åsmaterialpelartesterna bekräftar den effektiva reduktionen av blågrönalger som har också observerats vid tillverkningen av konstgjort grundvatten. Under de sista testdagarna (9-14 dagen) var reduktionen av biomassan redan över 98 % i alla pelarna. Reduktionen av trådformiga blågrönalger (<i>Anabaena</i> och <i>Oscillatoria</i>) var effektivare än den som enskilda celler växande <i>Microcystis</i>-stammens. Reduktionen av levertoxiner (microcystiner) var inte lika effektiv som blågrönalgernas. I båda testerna var reduktionen av microcystiner större i sedimentpelare än i åspelare. I sedimentpelarna växte reduktionen av microcystiner med tiden, men i åspelarna minskade den under första testveckan och började växa först därefter. Vid reduktionen av microcystiner var biologisk nedbrytning betydligt viktigare jämfört med adsorbering. I sedimentpelarna var nedbrytningens andel 70 %, och i åspelarna 50 - 60 %. Biologiska nedbrytningen av microcystin började i sedimentpelarna efter en till två dagar, och i åspelarna först efter en veckas fördröjning. Inget samband kunde iaktas mellan microcystinernas biologiska nedbrytning och pelarnas ATP-halt eller vissa enzymer aktivitet. Andelen microcystiner som under testerna absorberats i pelarna var 2 - 25 % av microcystin i råvattnet. I sedimentpelarna kunde inte konstateras en klar förändring i microcystinhalter som en funktion av djupet, såsom det kunde konstateras i åspelarna.</p> <p>På grund av den här undersökningen kan man konstatera, att algtoxiner kan slippa i grundvattnet, eftersom nedbrytning och absorbering av microcystiner sker huvudsakligen endast i jordmånens ytlager, såsom också övriga organiska ämnens nedbrytning. I sedimentpelare som simulerade bankinfiltrering konstaterades en effektiv biologisk nedbrytning av microcystiner.</p>		
Nyckelord	Konstgjort grundvatten, bankinfiltration, blågrönalger, levertoxiner, microcystiner, biologiska nedbrytning		
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 174		
Publikationens tema	Miljövård		
Projektets namn och nummer			
Finansiär/uppdragsgivare	Finlands miljöcentral/Laboratoriet enheten		
Organisationer i projektgruppen	ISSN	ISBN	
	1238-7312	952-11-0227-6	
	Sidantal	Språk	
	63	finska	
	Offentlighet	Pris	
	Offentlig	50 mk	
Beställningar/distribution	Finlands miljöcentral, kundservice tel (09) 4030 0100, telefax (09) 4030 0190 och Edita Ab, tel (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380		
Förläggare	Finlands miljöcentral, PO Box 140, FIN-00251 Helsingfors, FINLAND		
Tryckeri/tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 1998		

Documentation page

Publisher	The Finnish Environment Institute	Date April 1998						
Author(s)	Jaana Vaitomaa							
Title of publication	Fate of blue-green algae and their hepatotoxins during infiltration - Experiments with soil and sediment columns Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä - Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla							
Abstract	<p>The aim of this investigation was to study the reduction of blue-green algae and their toxins in filtration through soil and sediment columns and to assess the role of biodegradation and adsorption in toxin removal. Almost half of the Finnish blue-green algal blooms have been toxic, and blooms have also been detected in the raw water sources of artificial groundwater plants. Of the water distributed by community waterworks, 18 percent is artificial groundwater and 38 percent natural groundwater. The proportion of artificial groundwater will increase in the future.</p> <p>Experiments with soil, originating from an esker, and sediment columns confirmed the efficient removal of blue-green algae in the artificial recharge of groundwater. At the end of the experiment, after 9 to 14 days, the removal of biomass was over 98 percent in all the columns. Reduction of filamentous blue-green algae (<i>Anabaena</i> and <i>Oscillatoria</i>) was more efficient than reduction of <i>Microcystis</i>, occurring as single cells. Removal of hepatotoxins (microcystins) was not as efficient as the removal of blue-green algae. In both experiments the reduction of microcystins was greater in sediment than soil columns. The removal of microcystins increased in sediment columns with time, whereas in soil columns removal decreased during the first week and increased thereafter. Biodegradation was much more efficient than adsorption in toxin removal. In sediment columns the biodegradation accounted for some 70 percent of the reduction and in soil columns 50 to 60 percent. Degradation of microcystins started after a couple of days in sediment columns but a lag period of one week preceded the degradation in soil columns. There was no correlation with the degradation of microcystins and the concentration of ATP or activity of some enzymes studied. The amount of microcystins adsorbed in columns was from 2 to 25 percent of the amount in raw water. No clear diminuation in microcystin concentration as a function of depth was detected in sediment columns in contrast to soil columns.</p> <p>According to this study, blue-green algal toxins may penetrate into groundwater because most of the toxin removal occurs in the soil surface, as with many other organic compounds. In sediment columns simulating bank filtration, efficient biodegradation of microcystins occurred.</p>							
Keywords	Artificial recharge, bank filtration, blue-green algae, cyanobacteria, hepatotoxins, microcystins, biodegradation							
Publication series and number	The Finnish Environment 174							
Theme of publication	Environmental Protection							
Project name and number, if any								
Financier/ commissioner	Finnish Environment Institute/Laboratory Divisions							
Project organization	<table><tr><td>ISSN 1238-7312</td><td>ISBN 952-11-0227-6</td></tr><tr><td>No. of page 63</td><td>Language Finnish</td></tr><tr><td>Restrictions Public</td><td>Price 50 FIM</td></tr></table>		ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0227-6	No. of page 63	Language Finnish	Restrictions Public	Price 50 FIM
ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0227-6							
No. of page 63	Language Finnish							
Restrictions Public	Price 50 FIM							
For sale at/ distributor	Finnish Environment Institute, customer service tel. +358 9 4030 0100, telefax +358 9 4030 0190 and Edita Ltd, (tel) +358 9 566 0266, telefax +358 9 566 0380							
Financier of publication	Finnish Environment Institute P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland							
Printing place and year	Edita Ltd, Helsinki 1998							

Suomen ympäristö

1. Järvinen, Mika: Ympäristöystävä vai vapaamatkustaja? Suomen ympäristökeskus.
2. Saukkonen, Sari & Kenttämies, Kaarle (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristökeskus.
3. Kosola, Marjaleena; Miettinen, Pauli & Laikari, Hannu: Ympäristötalous - ajankohtaisia tutkimus- ja kehittämistehtäviä. Suomen ympäristökeskus.
4. Riihimäki, Juha; Yrjänä, Timo & van der Meer, Olli: Lyhytaikaisäädön elinympäristövaikutusten arviointimenetelmät. Suomen ympäristökeskus.
5. Blomster, Jaannika: Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät. Suomen ympäristökeskus.
6. Soveri, Jouko & Peltonen Kimmo: Lumen ainepitoisuudet ja talviaikainen laskeuma Suomessa vuosina 1976–1993. Suomen ympäristökeskus.
7. Britschgi, Ritva: Pohjavesien suojelun ja kiviaineshuollon yhteensovittaminen – esiselvitys Vaasanseudulla. Suomen ympäristökeskus.
8. Hutka, Reijo; Laitinen, Timo; Holmberg, Maria; Maunula, Markku & Schultz, Titta: Happamien sulfaattimaiden ionivirtausmalli (HAPSU). Suomen ympäristökeskus.
9. Hagan, Harri: Lähiökorjaamisen arkkitehtoniset vaikutukset. Ympäristöministeriö.
10. Kylä-Setälä, Annamajja & Assmuth, Timo: Suomen maaperän tila, kuormitus ja suojelu. Suomen ympäristökeskus.
11. Hyvärinen, Pekka; Vehanen, Teppo; Tigunov, Sergei; Mäki-Petäys, Aki & Konttinen, Erja: Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen. Suomen ympäristökeskus.
12. Palveluasumistyöryhmä: Palveluasumistyöryhmän muistio. Ympäristöministeriö.
13. Lepistö, Liisa & Pietiläinen, Olli-Pekka: Kasviplanktonin määrän ja koostumuksen muutokset Lokassa, Porttipahdassa ja Kemijärvessä. Suomen ympäristökeskus.
14. Kaukonieniemi, Tapani & Tikkanen, Hannu: Kulttuurimaiseman kasvot, Nivalan Kotila. Ympäristöministeriö.
15. Korhonen, Pekka & Virtanen, Markku: Elohopean kertymisen kuvaaminen matemaattisella mallilla – Arvio Kokemäenjoen keskiosan ruoppauksen vaikutuksesta vesistön elohopeatilanteeseen. Suomen ympäristökeskus.
16. Virkkala, Raimo: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristökeskus.
17. Tana, Jukka & Lehtinen, Karl-Johan: The aquatic environmental impact of pulping and bleaching operations – an overview. Suomen ympäristökeskus.
18. Nippala, Eero & Jaakkonen, Liisa: Asuinkerrostalojen kuntoarviot. Ympäristöministeriö.
19. Karjalainen, Heli; Seppälä, Satu & Walls, Mari: Ammoniumtypen merkitys kasviplanktonituotantoa säätelevänä tekijänä – esimerkkinä Kallavesi. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
20. Lepistö, Liisa; Cronberg, Gertrud & Tikkanen, Toini: Records of some algal species, Nordic Phytoplankton Workshop 7–10.6.1994. Suomen ympäristökeskus.
21. Pesonen, Reijo: Vuorovaikutteista suunnittelua Jyväskylän Kekkolassa. Ympäristöministeriö.
22. Rouhiainen, Hanna: Rakentamisen ja kiinteistönmuodostuksen ohjaaminen haja-asutusalueilla. Vertaileva selvitys haja-asutuksesta Suomessa, Ruotsissa, Norjassa, Tanskassa, Saksassa ja Englannissa. Ympäristöministeriö.
23. Heikkilä, Mikko; Karppinen, Seppo & Santasalo, Tuomas: Suomalaisia kävelykeskustoja. Ympäristöministeriö.
24. Kiviranta, Samuel, Summala, Mika & Hänninen Pekka: Työpaikka-alueiden käytön tehostaminen. Yhteenvetoraportti. Ympäristöministeriö.
25. Marttinen, Kari: Hallintosopimukset ympäristöpolitiikan ohjauskeinona. Ympäristöministeriö.
26. Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Manninen, Pertti; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipalinen, Irmeli: Pyydyksiä limoittavan *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän runsastumisesta ja sen syistä. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
27. 5th Annual Report 1996, UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
28. Sojakka, Pekka: Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. Etelä-Savon ympäristökeskus.
29. Kuusamotyöryhmä: Kuusamon yhteismetsän vanhojen metsien luonnonarvojen säilyttäminen ja yhteismetsän toiminnan turvaaminen. Ympäristöministeriö.
30. Vanhojen metsien suojelutyöryhmä: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa – Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. Ympäristöministeriö.
31. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuinkerrostalon huoltokirja esimerkkikohteeseen. Ympäristöministeriö.
32. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuintalon huoltokirjan laadinta. Ympäristöministeriö.
33. Mukherjee, Arun B: The use and release of silver in Finland. Suomen ympäristökeskus.
34. Laine, Anne; Sutela, Tapio; Heikkinen, Kaisa; Karvonen, Keijo; Huhta, Arto; Muotka, Timo & Lapalainen, Antti: Turvetuotannon vaikutukset koskikaloihin ja niiden elinympäristöön. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
35. Savolainen, Mirja; Kaasinen, Aulis; Heikkinen, Kaisa; Ihme, Raimo; Kämä, Tarmo & Alasaarela, Erkki: Turvetuotannon vesiensuojeluvaihtoehtojen tapauskohtainen vertailu. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

36. Alanen, Jouni & Saastamoinen, Salla: Euroopan Unioniin tuotavat rakennustuotteet, vaatimusten mukaisuuden osoittaminen. Ympäristöministeriö.
37. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelun kompensaatityöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
38. Tanskanen, Juha-Heikki: Syntypaikkalajitteluun perustuvan yhdyskuntajätehuollon tarkastelu. -jätevirrat, kustannukset ja päätökset. Suomen ympäristökeskus.
39. Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki; Vehmas, Jarmo & Kaivo-oja, Jari: Ympäristöperusteinen energiaverotus Pohjoismaisia vertailuja ja suomalaisen keskustelun arviointia. Ympäristöministeriö.
40. Ilén, Pekka; Rautavuori, Leena & Salminen, Eero: Uukuniemen kirkonkylän kulttuurimaiseman hoitosuunnitelma. Ympäristöministeriö.
41. Ympäristöministeriö: Kaavoitustoimen seuranta. Ympäristöministeriö.
42. Outila, Tarja: Keivitsan kaivoshanke – kaavoitusjärjestelmät ja luonnonsuojelu. Ympäristöministeriö.
43. Lankinen, Markku: Asuntorakentamisen ennakointi – Määrästä laatuun. Ympäristöministeriö.
44. Tanskanen, Heikki; Walls, Mari; Maripuu, Lea & Tuhkanen, Tuula: Otsonoinnin ja otsoni/vetyperoksidikäsittelyjen vaikutus metsäteollisuuden kuorimovesien ekotoksisuuteen. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
45. Huttunen, Leena; Rönkä, Esa & Matinvesi, Jukka: Erilaisten viljely- ja lannoitustapojen vaikutus pohjaveden laatuun – lymetritutkimus karkealla hietamaalla. Suomen ympäristökeskus.
46. Paulus, Ilkka: Romaniväestön asuntotilanne 1990-luvun puolivälissä. Ympäristöministeriö.
47. Monitoimijainen lähiöuudistus. Lähiötyöryhmän loppuraportti ja toimenpide-ehdotukset. Ympäristöministeriö.
48. Tarkoma, Jari: Asumisoikeusasunnot- ja asukkaat. Tilastaselvitys vuosina 1992 ja 1993 valmistuneista asunnoista. Ympäristöministeriö.
49. Saarenheimo, Ulla & von Hertzen, Heikki, S: Asunnottomuus väheni Suomessa. Määrätietoinen työ tuo tuloksia. Ympäristöministeriö.
50. Myllymäki, Pauliina: Radonin ja uraanin poisto kalliopohjavedestä. Suomen ympäristökeskus.
51. Salo, Simo; Ekholm, Petri & Knuuttila, Seppo : A comparison of methods for nutrient source apparitionment in Nordic rivers. Suomen ympäristökeskus.
52. Paukkunen, Marika & Vartia, Pauli: Selvitys ympäristövaikutusten arviointimenettelyn kokemuksista 1994–95. Ympäristöministeriö.
53. Haimi, Jari & Salminen, Janne: Kemikaalien haittavaikutukset terrestrisessä ympäristössä – tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen erityisesti suomalaiselle maaperälle. Suomen ympäristökeskus.
54. Rintala, Jari: Soranottoalueiden jälkihoito – pintarakennemateriaalit suojaverhouksessa. Suomen ympäristökeskus.
55. Britschgi, Ritva & Gustafsson, Juhani (toim.): Suomen luokitellut pohjavesialueet. Suomen ympäristökeskus.
56. Heli Vuoksima: Lasipakkausten kierrätysjärjestelmät ja niiden kustannukset Suomessa - keräysjärjestelmien kustannustehokkuusvertailu. Ympäristöministeriö.
57. Nysten, Taina & Hänninen, Tuija: Tiesuolan pohjavesihaittojen vaikutuksista ja torjuntakeinoista. Suomen ympäristökeskus.
58. Marttunen, Mika; Hellsten, Seppo; Puro, Annukka; Huttula, Erkki; Nenonen, Marja-Leena, Järvinen, Erkki; Salonen, Erno; Palomäki, Risto; Huru, Helge & Bergman, Tarja: Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät. Lapin ympäristökeskus.
59. Kettunen, Aija: Kuntien ympäristöhallinnon asema ja tila; Faktaa ja käsityksiä. Ympäristöministeriö.
60. Uusien vuokrasuhteiden vuokrat. Tilastaselvitys vapaarahoitteisten vuokra-asuntojen uusista vuokrasuhteista huhtikuussa 1996. Ympäristöministeriö.
61. Pehkonen, Pertti & Jansson, Jonna: Viheralan tutkimus- ja kehittämistyö. Tilannekatsaus. Ympäristöministeriö.
62. Söderman, Lundsten, Leinonen & Grönholm: Valtakunnallisen yöperhosseurannan 3. vuosiraportti. 3 Nocturna Annual Newsletter 1995. Suomen ympäristökeskus.
63. Rosenström, Ulla; Lehtonen, Markku & Muurman, Jarmo: Trends in the Finnish Environment - Indicators for the 1997 OECD Environmental Performance Review of Finland. Ympäristöministeriö.
64. Haarni, Tuukka & Vartiainen, Perttu: Kaupunkiverkostoituminen Suomessa. Ympäristöministeriö.
65. Nyman, Halmetoja; Pohtamaa ym: M/S Eiran öljyvahingon pitkäaikaisvaikutukset Merenkurkussa. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
66. Sinisalmi, Tuomo (toim.): Vesivoimalaitosten lyhytaikaisäädön vaikutustutkimukset. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
67. Kananaja, Tapio: Kymen läänin kallioperän suojelu- ja opetuskohteita. Ympäristöministeriö.
68. Keppo, Eeva: Vaasan läänin kulttuuriympäristöohjelma.
69. Hyvärinen, Veli (toim.): Hydrologinen vuosikirja 1993. Hydrological yearbook 1993. Suomen ympäristökeskus.
70. Savolainen, Matti: Omakotitalojen kustannuslaskentajärjestelmä. Ympäristöministeriö.
71. Nysten, Taina; Suokko, Tuulikki & Tarvainen, Timo: Ympäristögeologian sovelluksia GTK – SYKE ympäristötutkimusseminaari 1.10.1996. Suomen ympäristökeskus.
72. Kemppainen, Eija: Suomen uhanalaiset lajit. Ketonukki (*Androsace septentrionalis*). Suomen ympäristökeskus.
73. Halonen, Pekka; Tuukka, Eeva; Puolasmaa, Arto & Kaipainen, Heidi: Suomen uhanalaisia lajeja: Pohjanhyttelöjäkälä (*Collema curtisporum*) Lännehyytelöjäkälä (*Collema nigrescens*) Risahyytelöjäkälä (*Collema multipartitum*). Suomen ympäristökeskus.
74. Kemppainen, Eija & Karling, Marita: Suomen uhanalaisia lajeja: Koirankieli (*Cynoglossum officinale*). Suomen ympäristökeskus.
75. Kosonen, Lasse; Kaipainen, Heidi & Kemppainen, Eija: Suomen uhanalaiset lajit Mäkiörvokki (*Viola collina*). Suomen ympäristökeskus.

76. Pykälä, Juha & Vuorinen Soili: Suomen uhanalaiset lajit. Punavalkku (*Cephalanthera rubra*). Suomen ympäristökeskus.
77. Pykälä, Juha & Vuorinen Soili: Suomen uhanalaisia lajeja: Vuorikuisma (*Hypericum montanum*). Suomen ympäristökeskus.
78. Kaipainen, Heidi; Kemppainen, Eija & Bonn; Thomas: Suomen uhanalaisia lajeja: Täkkähelmikkä (*Melica ciliata*). Hotade arter i Finland: Grusslok (*Melica ciliata*). Suomen ympäristökeskus.
79. Joensuu, Ilona; Vuori, Kari-Matti & Nieminen, Mari: Vesistö rakentamisen ja lyhytaikaisäänöstelyn vaikutus Perhönjoen koskien eliöyhteisöihin. Keski-Pohjanmaan ympäristökeskus.
80. Hassi, Laura: Ihanteita ja ohjauksivälineitä - asumisen tuen kohdentuminen vuonna 1993. Ympäristöministeriö.
81. Grönroos, Juha; Rekolainen, Seppo & Nikander, Antero: Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen v. 1995. Suomen ympäristökeskus.
82. Leskelä, Ari & Hudd, Richard: Kyrönjoen lohi- ja meritaimenistutusten tuloksellisuus Carlin-merkin tön perusteella. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
83. Hudd, Richard; Kjellman, Jakob & Leskelä, Ari: Kyrönjoen suiston poikastuotanto ja kalakannat. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
84. Markat ja maankäyttö. Kaavatalouden näkökohtia päättäjille. Ympäristöministeriö.
85. Uuskallio, Irma: National overview on distressed urban areas in Finland. Ympäristöministeriö.
86. Peltola, Taru: Yritysten muuttuva toimintaympäristö hallinnon haasteena. Hämeen ympäristökeskuk-sen pk-yritysprojektin loppuraportti. Hämeen ympäristökeskus.
87. Luostarinen, Matti; Yli-Viikari, Anja (toim.): Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristökeskus, Maatalouden tutkimuskeskus.
88. Airamo, Raimo & Permanto, Timo: Yleiskaavoitus ja vaikutusten arviointi. Esimerkinä Lahden yleis-kaavoitus 1946 - 1996. Ympäristöministeriö.
89. Seppälä, Jyri & Jouttijärvi, Timo (toim.): Metsäteollisuus ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus.
90. Jokioisten kulttuuriympäristöohjelma. Ympäristöministeriö.
91. Kilpailuttaminen valtion tukemassa asuntotuotannossa. Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
92. Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki; Vehmas, Jarmo & Kaivo-oja, Jari: Environment - Based Energy Taxation in the Nordic Countries. Comparisons by Energy Source and a Review of the Finnish Discussion. Ympäristöministeriö.
93. Muuttuva ihminen - muuttuva asunto. Ympäristöministeriö.
94. Jauhiainen, Tapani; Vuorinen, Heikki; Heinonen-Guzejev, Marja & Paikkala, Sirkka-Liisa: Ympäristö-melun vaikutukset. Ympäristöministeriö.
95. Lind, Tuula & Pietala, Jorma: Kotipalveluja käyttävien vanhusten kauppamatkat Lahdessa. Ympäris-töministeriö.
96. The Finnish Background Report for the EC Documentation of Best Available Techniques for Pulp and Paper Industry. Ympäristöministeriö.
97. Alanen, Tommi & Ratia, Pasi: Asuntorakentamisen työllisyysvaikutukset. Ympäristöministeriö.
98. Pitkälampi, Jyrki: Geenitekniikalla muunnettujen mikro-organismien ympäristövaikutukset. Suomen ympäristökeskus.
99. Viinikainen, Tytti: Yhteiskuntatieteellinen ympäristötutkimus Suomessa. Katsaus tutkimusaloihin ja kirjallisuuteen. Suomen ympäristökeskus.
100. Pietiläinen, Olli-Pekka & Pirinen, Marja: Typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus periytonon kas-vuun Kymijoen alueella. Suomen ympäristökeskus.
101. Maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamista koskeva valtioneuvoston pää-tösehdotus. - Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
102. Suurmyymälätyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
103. Kilpi, Mikael & Asanti, Timo (toim.): Saaristolinnuston suojelun nykytila Suomen rannikoilla. Suo-men ympäristökeskus.
104. Björklöf, Katarina: Merkkigeenien käyttö geeniteknisesti muunnettujen mikro-organismien seuran-taan ympäristössä. Suomen ympäristökeskus.
105. Filatov & Heinonen: Results of the Finnish-Russian Joint Study of the Lakes Onega, Ladoga and Saimaa Conducted in the Summer of 1990. Suomen ympäristökeskus.
106. Hukkanen, Tiina: Puutalo projekti. Ympäristöministeriö.
107. Paldanius, Jari: Vuorovaikutteisen suunnittelun kokemuksia Suomessa. Ympäristöministeriö.
108. Biodiversiteettityöryhmä: Ympäristöministeriön toimintaohjelma luonnon monimuotoisuuden säi-lyttämiseksi. Ympäristöministeriö.
109. Lahti, Pekka; Heinonen, Sirkka; Koski, Kimmo & Tolsa, Heimo: Kestävä kehitys aluerakenteessa. Kan-sainvälisiä näkemyksiä, suomalainen sovellus. Ympäristöministeriö.
110. Water and Wastewater Management in Finland and Fifteen Other European Countries. Ympäristömi-nisteriö.
111. Luontokoulutyöryhmä: Luontokoulutoiminta. Palvelut. Kehittämisideat. Verkostot. Ympäristömi-nisteriö.
112. Sipilä, Kaija: Luonto- ja leirikoulutoiminta osana maaseudun kehittämistä. Ympäristöministeriö.
113. Itämeren tila. Ympäristöministeriö.
114. Siikanen, Antti: Kotitalous ja asumismenot. Selvitys lama-ajan asumismenoista. Ympäristöministeriö.
115. Äystö, Virpi: Rehevien järvien kunnostusten arviointi. Suomen ympäristökeskus.
116. Kleemola, Sirpa & Forsius, Martin: 6th Annual Report 1997. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
117. Marttunen, Mika & Kylmä, Petri: Kalakantojen hoitomalli Inarijärven kalaistutusten vaikutusten arvioinnissa. Suomen ympäristökeskus.

118. Viirikorpi, Paavo: Eteneekö lähiöuudistus? Paikallisten lähiöprojektien käynnistämisen vaiheen arviointi. Ympäristöministeriö.
119. Mäkinen, Risto: Remonttiohjelma 1992 - 1996. – Korjausrakentamisen tutkimus- ja kehitysprojektien tulokset. Ympäristöministeriö.
120. Mähönen, Outi & Joki-Heiskala, Päivi: (toim.) AMAP-Arktisen ympäristön tila ja Suomen Lappi. Suomen ympäristökeskus.
121. Lehtoranta, Jouni: Ravinteet Itäisen Suomenlahden pintasedimentissä. Suomen ympäristökeskus.
122. Åkerblom, Satu: Erityisasuminen. Katsaus Ruotsin vanhusasumiseen 1980- ja 1990-luvuilla. Ympäristöministeriö.
123. Seppälä, Jyri: Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Suomen ympäristökeskus.
124. Lindholm, Tapio; Heikkilä, Raimo & Heikkilä, Marjo (eds.): Ecosystems, fauna and flora of the Finnish-Russian Nature Reserve Friendship. Suomen ympäristökeskus.
125. Malkki, Sirkka; Heinonen-Tanski, Helvi & Jantunen, Paula: Ympärikuivien kompostikäymälöiden toimintavarmuus ja häiriöiden kartoitus. Ympäristöministeriö.
126. Peuhkuri, Timo: Ympäristövaikutusten arviointi energia-alan ohjelma- ja valmiste- ja toteutus- ja hallituksen energiansäästöohjelman valmisteluprosessista. Suomen ympäristökeskus.
127. Kankaanpään kulttuuriympäristöohjelma. Ympäristöministeriö.
128. Kananen, Tapio: Turun ja Porin läänin kallioperän suoje- ja opetuskohteita. Ympäristöministeriö.
129. Kaavoitustoimen seuranta 1996. Ympäristöministeriö.
130. Asumistuesta itselliseen asumiseen vai toimeentulotukeen? I osaraportti. Ympäristöministeriö.
131. Melanen, Matti & Ekqvist, Marko (toim.): Suomen ilmapäästöt ja niiden skenaariot (SIPS-projekti) Tietojärjestelmän tietopohja ja alustavia tuloksia. Suomen ympäristökeskus.
132. Nikulainen, Virpi & Pyy, Outi: Huoltoasemien maaperän kunnostus. Suomen ympäristökeskus.
133. Isaksson, Kaj: Korjausrakentaminen asunto-osakeyhtiöissä ja aravavuokrataloissa. Ympäristöministeriö.
134. Larjavaara, Ilmari: Asuntojen yksityistäminen Pietarissa. Ympäristöministeriö.
135. Liukkonen, Matti: Asukkaat asumisoikeusasuntojen suunnittelussa. Ympäristöministeriö.
136. Koski, Kimmo & Lahti, Pekka: Kaupan suuryksiköt ja kunnallistalous – Herkkyysanalyysi. Ympäristöministeriö.
137. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997 - 2005. Ympäristöministeriö.
138. Karvinen, Päivi: Kansalaisten kokemuksia YVA-menettelyyn osallistumisesta. Ympäristöministeriö.
139. Kiviniemi, Markku & Sulankivi, Kristiina: Talonrakentamisen ja kiinteistönhoidon laatujärjestelmien tilanneselvitys. Ympäristöministeriö.
140. Seppälä, Timo: Torjunta-aineiden käyttäytyminen Suomen ympäristöoloissa. Suomen ympäristökeskus.
141. Mujunen, Satu-Pia; Teppola, Pekka & Minkkinen, Pentti: Metsäteollisuuden aktiivieläimistöjen toiminnan monimuuttujainen seuranta ja mallintaminen. Kaakkois-Suomen ympäristökeskus.
142. Teollisuuslaitoksen ympäristömelu. Ympäristöministeriö.
143. Ilmansuojelun neuvottelukunta: Ilmansuojelututkimuksen kehittämisohjelma 2001. Ympäristöministeriö.
144. Hudd, Richard & Kälax, Pia: 0+ kalanpoikasten esiintyminen ja 0+ kalanpoikasten esiintymisbiotoopit Kyrönjoen alaosalla. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
145. Rautio, Mika: Ympäristönsuojelun hallinnollis-oikeudellinen ohjaus kemiallisen metsäteollisuuden vesiensuojelussa. Suomen ympäristökeskus.
146. Kulttuuriympäristön hoito-ohjelma 1997-98. Etelä-Savo ja Häme. Etelä-Savon ympäristökeskus.
147. Koskiahio, Kristiina (toim.): Eheyttävän suunnittelun haasteet. Neuvottelupäivät ympäristöministeriössä 1997. Ympäristöministeriö.
148. Vehmas, Jarmo; Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki & Kaivo-oja, Jari: Ympäristöpoliittiset ohjauskeinot uusiutuvien energialähteiden käytön edistämiseksi. Ympäristöministeriö.
149. OECD arvioi maamme ympäristöpolitiikkaa. Yhteenveto arvioinnin päätelmistä ja suosituksista. Ympäristöministeriö.
150. Environmental Policies in Finland. Background papers for the OECD Environmental Performance Review of Finland 1997. Ympäristöministeriö.
151. Tanskanen, Juha-Heikki: Valtakunnallisten yhdyskuntajärjestelmien hyödyntämistavoitteiden saavuttavuus Päijät-Hämeessä. Suomen ympäristökeskus.
152. Vanhojen metsien suojelutyöryhmä: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III, osa II karttaliitteet. Ympäristöministeriö.
153. Riihimäki, Juha & Hellsten, Seppo: Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeessä. Suomen ympäristökeskus.
154. Natura 2000 -ehdotuksesta annetut lausunnot. Yhteenvetot ministeriöide, asiantuntijatahojen sekä järjestöjen ja edunvalvontatahojen lausunnoista. Ympäristöministeriö.
155. Kokko, Kai: Ympäristövaikutusten selvittäminen seutu- ja yleiskaavoituksessa – oikeudellisenäkökulmasta. Ympäristöministeriö.
156. Räihä, Ulla: Alavuden kulttuuriympäristön hoito. Ympäristöministeriö.
157. Rönkä, Kimmo; Halomo, Jyrki; Huhdanmäki, Aimo; Teerimo, Seppo; Terho, Juha & Tolsa, Heimo: Hissi vanhaan kerrostaloon. Taloudellinen kannattavuus, sosiaalinen tarpeellisuus sekä hallinnolliset ja taloudelliset edellytykset. Ympäristöministeriö.
158. Leskelä, Ari; Hudd, Richard; Kälax, Pia & Kjellman, Jakob: Kevätkutuisten kalalajien lisääntyminen Lappsundinjoella 1990-96. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
159. Hyvärinen, Marketta: Ympäristövaikutusten arvioinnin kehittäminen metsätalouteen liittyvässä suunnittelussa – esimerkkisuunnittelujen tarkastelu. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
160. Marttunen, Mika: Vaihtoehtoisten kuormitustavoitteiden vaikutukset sisävesissä. Suomen ympäristökeskus.

161. Melanen, Matti (toim.): Jätealan tutkimuksen puiteohjelma 1998–2002. Suomen ympäristökeskus.
162. Ympäristön seurannan strategia. Ympäristöministeriö.
163. Tamminen, Pertti; Pakarinen, Kimmo; Lintilä, Janne & Salmela, Arto: Kunnan nettotulot kerrostalo-, rivitalo- ja omakotialueilla. Tutkimuskohteena Tampere. Ympäristöministeriö.
164. Saarikoski, Heli: Ympäristövaikutusten arviointi jätehuollon strategisessa suunnittelussa. Suomen ympäristökeskus.
165. Andersson, Harri: Lounais-Suomen saaristo - valtakunnallisen alueidenkäyttötavoitteiden näkökulmasta. Ympäristöministeriö.
166. Andersson, Harri: Sydvästra Finlands skärgård - med tanke på de riksomfattande målen för markanvändning. Ympäristöministeriö.
167. Nippala, Eero; Nuuttila, Harri & Rintanen, Risto: Asuinrakennusten perusparannustarpeen vaihtoehtoja 1996–2005. Ympäristöministeriö.
168. Wahlberg, Niklas & Aalto, Jari (toim.) Suomen uhanalaisia lajeja: tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*). Suomen ympäristökeskus.
169. Kuussaari, Mikko; Pöyry, Juha; Savolainen, Markku & Paukkunen, Juho: Suomen uhanalaisia lajeja: lehtohopeatäplä (*Clossiana titania*). Suomen ympäristökeskus.
170. Lindström, Marianne (ed.): Water Legislation in Selected Countries - a Comparative Study for South African Water Law Review. Suomen ympäristökeskus.
171. Mäkinen, Risto: Rakentamisen vastuut ja laatu. Selvitysmiehen raportti. Ympäristöministeriö.
172. Nurmi, Paula: Eräiden Suomen järvien pohjaeläimistö. Valtakunnallisen seurannan tulokset 1989–1992. Suomen ympäristökeskus.
173. Haverinen, Kalervo & Lempinen, Petri: Omin avuin, valtion varoin. Opiskelija-asuntojärjestelmä Suomessa. Ympäristöministeriö.



YMPÄRISTÖN- SUOJELU

Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä

- Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla

Syanobakteerien eli sinilevien massaesiintymät ovat viime vuosina olleet yleisiä Suomen järvissä. Lähes puolet massaesiintymistä on todettu myrkyllisiksi. Kun järvivettä käytetään talousveden valmistuksessa, voivat sinilevien tuottamat maksatoksiinit kulkeutua juomaveteen. Riski on suurin ilman kemiallista saostusta toimivilla pintavesilaitoksilla. Tekopohjaveden valmistuksessa järvivettä imeytetään hiekka- ja sora muodostumaan yleensä ilman esikäsittelyä. Kuormitettaessa maaperää suurilla vesimäärillä liukoisten levätoksiinien kulkeutuminen pohjaveteen on mahdollista, koska tällöin muutakin orgaanista ainetta kulkeutuu maakerrosten läpi.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää harjuaines- ja sedimenttipatsaskokeilla sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytymistä tekopohjaveden valmistuksessa. Tutkimus on osa laajempaa tekopohjaveden laatuun liittyvää tutkimusta, missä sinilevätoksiinien reduktiota imeytyksessä selvitetään myös laitosmittaavassa. Tässä raportissa esitetään patsaskokeiden tulokset, sekä lyhyt katsaus tekopohjaveden muodostamismenetelmistä ja sinilevien aiheuttamista riskeistä talousveden valmistuksessa.

ISBN 952-11-0227-6

ISSN 1238-7312

Myynti: Suomen ympäristökeskuksen asiakaspalvelu
sähköpostiosoite: neuvonta.syke@vyh.fi
postiosoite: PL 140, 00251 Helsinki
ja Oy Edita Ab

Oy EDITA Ab
PL 800, 00043 EDITA, vaihe (09) 566 01
ASIAKASPALVELU
puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380
EDITA-KIRJAKAUPAT HELSINGISSÄ
Annankatu 44, puh. (09) 566 0566
Eteläesplanadi 4, puh. (09) 662 801



9 789521 102271